

Aline Luiza Tomazi

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA COM
SOLARIZAÇÃO E POLEIROS ARTIFICIAIS**

Dissertação submetida ao Programa
de Pós Graduação em Ecologia da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof.^a Dra. Tânia
Tarabini Castellani

Florianópolis, SC
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Tomazi, Aline Luiza
Restauração ecológica com solarização e poleiros
artificiais / Aline Luiza Tomazi ; orientadora, Tânia
Tarabini Castellani - Florianópolis, SC, 2013.
90 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-
Graduação em Ecologia.

Inclui referências

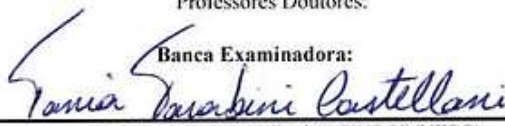
1. Ecologia. 2. Restauração de áreas degradadas. 3.
Controle de espécies ruderais. 4. Dispersão de sementes.
I. Castellani, Tânia Tarabini. II. Universidade Federal de
Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III.
Título.

“Restauração ecológica com solarização e poleiros artificiais”.


Por

Aline Luiza Tomazi Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (Port. 22/PPGECO/2013) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC, composta pelos Professores Doutores:

Banca Examinadora:



Dr(a). Tânia Tarabini Castellani (ECZ/CCBA/UFSC).



Dr(a) Luiz Roberto Zamith Coelho Leal (Departamento de Biologia
Geral/Instituto de Biologia/UFF)

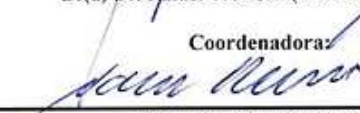


Dr(a) Nivaldo Peroni (ECZ/CCB/UFSC)



Dr(a) Dr. Rafael Trevisan (BOT/CCB/UFSC)

Coordenadora:



Prof.ª. Dra. Natalia Hanazaki
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Florianópolis, 27 de setembro de 2013.



*Dedico esta dissertação a meu pai
Sérgio (in memoriam), que se
orgulharia em muito em ver sua filha
tão próximo de enfim...
tornar-se Mestre.*



AGRADECIMENTOS

Embora no término do mestrado o diploma e o mérito sejam do aluno que conclui mais esta etapa de sua formação acadêmica, sem a ajuda de muitas pessoas, não seria possível tal feito.

Por isso, venho aqui registrar os meus sinceros agradecimentos...

À Deus que possibilitou que eu chegasse até aqui.

Aos meus pais Sérgio (*in memoriam*) e Marise que sempre incentivaram os meus estudos e não mediram esforços para que eu seguisse minha carreira acadêmica. Agradeço em especial a minha mãe pelo enorme ajuda em campo na instalação dos plots da solarização e colocação dos tecidos nos coletores de sementes e por todo apoio no decorrer desta fase, entendendo minhas ausências quando então precisei dedicar-me ao mestrado.

À Tânia, que mais que uma Orientadora foi uma Amiga. Agradeço por desde o início me receber tão bem, por aceitar sair da Restinga e “entrar continente adentro” para trabalhar com a Floresta Ombrófila Densa e aceitar orientar um trabalho com restauração de área degradada, fora de sua linha de pesquisa principal. Obrigada Tânia por acreditar em mim e permitir que eu seguisse com a linha de pesquisa que gosto de trabalhar e por permitir que eu trabalhasse numa área de estudo próxima de minha casa, facilitando assim em muito a realização desta dissertação. Obrigada pela paciência e inúmeras sugestões a este trabalho. Sem você, também não teria chegado até aqui.

Aos meus avós paternos Eliseu e Maria que permitiram a realização deste estudo em sua propriedade.

Ao Romualdo M. Begnini por doar os coletores de sementes de sua pesquisa para a realização da amostragem da chuva de sementes.

Ao meu primo Janderson, por conseguir uma pessoa para realizar a roçada inicial da área de estudo, por emprestar a roçadeira, por doar a madeira para construção dos pés dos coletores de sementes e por ceder seus funcionários para me auxiliarem na instalação dos coletores de sementes e poleiros artificiais.

Ao meu tio Pedro pela enorme ajuda também na instalação dos plots da solarização, coletores de sementes e poleiros artificiais.

As minhas tias Conceição e Juraci e avó Maria por me auxiliarem com a colocação dos tecidos nos coletores de sementes.

Aos amigos Zenir Atanazio e Janaina Maia por me auxiliarem na concepção do modelo de poleiro artificial a ser utilizado e instalação de parte deles.

Ao meu companheiro Felício, pelo auxílio na instalação dos coletores de sementes e por tantas vezes também ter madrugado para me levar até a rodoviária, onde então eu pegaria o ônibus em direção à UFSC.

Ao André Terra por ter me ajudado nas triagens de sementes.

À Karla Scherer por sempre disponibilizar todo material e equipamentos que precisei, pelas conversas e sugestões.

Ao meu primo Douglas pelos desenhos da dedicatória.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia por todos os ensinamentos e sugestões realizadas durante as SAPECO's, em especial aos professores Malva, Selvino e Nivaldo pelo esclarecimento de dúvidas quanto ao delineamento experimental e análises estatísticas. Ao professor Bene também pelo auxílio na revisão do *abstract* e por todo apoio no decorrer do mestrado.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal pela companhia, conversas e sugestões. Em especial ao Tito que quando eu não via mais solução, o mesmo me forneceu uma baita ajuda na ANOVA de medidas repetidas e Teste de Tukey. E claro, em especial a Érika também, que além de companheira de laboratório, foi uma super companheira de turma!

Aos amigos da turma 2011, agora então, Mestres em Ecologia, pelos bons momentos de aprendizado conjunto.

Ao professor Rafael Trevisan por gentilmente ter identificado a maioria das minhas exsiccatas e ter aceitado integrar a minha Banca.

Ao André Gasper por ter identificado as minhas exsiccatas de pteridófitas.

Ao Ricardo Campos pelo auxílio na identificação das sementes.

À professora Márcia C. M. Marques da UFPR pelas correções e valiosas sugestões a este trabalho, desde a fase do projeto até a fase da dissertação durante a Pré-Banca.

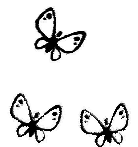
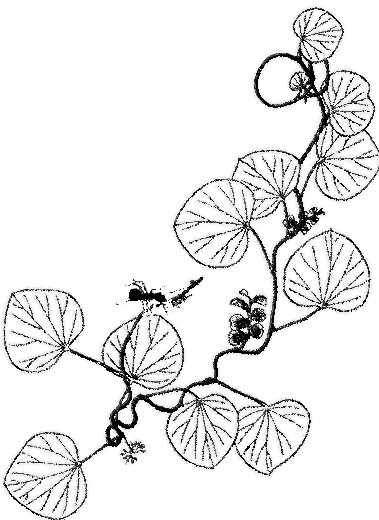
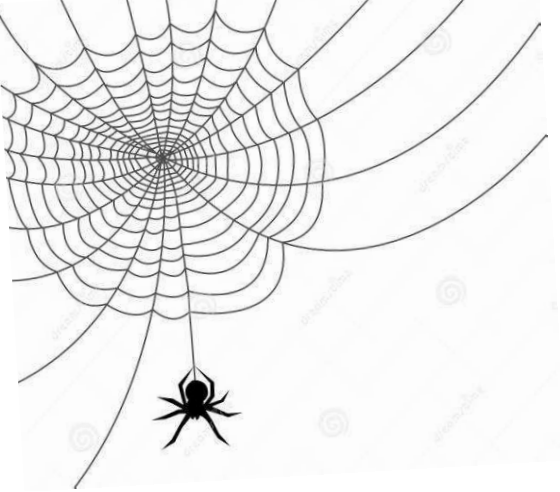
Aos professores Nivaldo Peroni, Natalia Hanazaki e Luiz R. Zamith por terem aceitado integrar a minha banca. Agradeço

também ao professor Nivaldo por integrar a Pré-Banca desta dissertação e desde já ter fornecido valiosas sugestões ao trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pela concessão da bolsa de estudo durante todo o mestrado.

Bem...acho que era isto. Espero não ter esquecido de ninguém! Se o assim o fiz, me perdoe, não foi intencional. Mas pode ter certeza que fica a todos, o meu sincero OBRIGADA!





*"The most insidious kind of extinction is
the extinction of ecological interaction".*
Daniel Janzen (1974)



LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema do delineamento experimental utilizado com a combinação fatorial em parcelas subdivididas (ou <i>split plot</i>) dos tratamentos solarização (fator de parcela completa) – com solarização e sem solarização e; tratamento poleiro artificial (fator de subparcela) – poleiro artificial e campo aberto, em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde V= parcela permanente do monitoramento da vegetação e S =coletor de sementes.....	33
Figura 2: Tratamentos aplicados para a restauração de uma área degradada com espécies ruderais em Tijucas, SC, Brasil, onde A= Tratamento solarização e B= Tratamento poleiro artificial.....	34
Figura 3: (A) Número acumulado de espécies por coletor (0,5 m ²) e (B) Curva de acumulação de espécies (Mao Tau) de sementes zoocóricas coletadas sob poleiros artificiais e em campo aberto em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil. Em (A), as linhas escuras representam a mediana, as caixas representam o 25º e 75º percentis, as barras representam o mínimo e máximo e os círculos representam os <i>outliers</i>	48
Figura 4: (A) Número acumulado de espécies por parcela (1 m ²) por ano e (B) Curva de acumulação de espécies regenerantes (Mao Tau) amostradas em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil. Em (A), linha mais escura=Poleiro artificial e; linha mais clara= Campo aberto; as barras representam a média e as linhas verticais representam o desvio-padrão ao redor da média e em (B) o Intervalo de Confiança de sem solarização e campo aberto = 18,4-25,6; Intervalo de Confiança de sem solarização e poleiro artificial = 19,0-27,2; Intervalo de Confiança de com solarização e campo aberto = 14,7-29,3; Intervalo de Confiança de com solarização e poleiro artificial = 14,9-23,1.....	50

Figura 5: Análise de Agrupamento pelo método UPGMA (coeficiente de correlação cofenética $r=0,88$) da Dissimilaridade de Bray-Curtis das espécies ruderais e regenerantes (etapas amostrais 1, 2, 3, 4 e 5) encontradas nas combinações dos tratamentos aplicados em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: S+CA= com solarização e campo aberto; S+PO= com solarização e poleiro artificial; S-CA= sem solarização e campo aberto e; S-PO= sem solarização e poleiro artificial. Linhas pontilhadas indicam diferenças entre grupos determinada pelo SIMPROF ($P<0,05$).....51

Figura 6: Média dos parâmetros avaliados das espécies regenerantes após a retirada do plástico da solarização em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: linha mais escura=Poleiro artificial e; linha mais clara= Campo aberto. As barras representam o desvio padrão em torno da média. A significância do efeito de cada tratamento e da interação destes foi testada pela ANAVA de parcelas subdivididas (ou *split plot*).....53

Figura 7: Diagrama de dispersão da análise de componentes principais (PCA) de algumas das variáveis analisadas das espécies ruderais e regenerantes em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: S-CA = sem solarização e campo aberto; S-PO = sem solarização e poleiro artificial; S+CA = com solarização e campo aberto e; S+PO= com solarização e poleiro artificial.....55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Mediana e (mínimo-máximo) dos parâmetros avaliados das espécies ruderais e regenerantes após a retirada do plástico da solarização (etapa amostral 1) em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil. Valores seguidos por letras diferentes representam diferenças estatísticas determinadas pelo Teste U, onde: Sol - = sem solarização e Sol + = com solarização.....	42
Tabela 2: Média e (desvio padrão) dos parâmetros avaliados das espécies ruderais após a retirada do plástico da solarização (etapas amostrais 2, 3, 4 e 5) em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: Sol - = sem solarização e Sol + = com solarização.....	44
Tabela 3: Caracterização do habitat, hábito (adaptados de Klein 1979) e síndrome de dispersão (Van der Pijl 1972) da chuva de sementes e espécies regenerantes registrados em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.....	46
Tabela 4: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com variáveis das espécies ruderais e regenerantes em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.....	54

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1: Caracterização da matriz da área de estudo, situada em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.....	75
Apêndice 2: Situação inicial da área de estudo com o predomínio das espécies ruderais <i>Cyperus rotundus</i> Cyperaceae (cosmopolita) e <i>Urochloa arrecta</i> Poaceae (exótica) em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.....	76
Apêndice 3: Plot com solarização logo após a retirada do plástico da solarização em dezembro de 2011 (etapa amostral 1) em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.....	77
Apêndice 4: Plots com solarização em março de 2012 (etapa amostral 2), mostrando (setas) a propagação vegetativa subterrânea de <i>Cyperus rotundus</i> (A) e aérea de <i>Urochloa arrecta</i> (B) a partir das bordas das áreas não solarizadas em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.....	78
Apêndice 5: Relação das espécies encontradas na chuva de sementes sob poleiros artificiais e em campo aberto em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, com respectivo número de sementes/m ² /ano; síndrome de dispersão; habitat, sendo B= beira de rio, ao longo de corpos de água, brejo; C= vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão; Cu= cultivada; E= erva ruderal; M= interior da floresta madura; O= orla de mata, orla externa da floresta ou em clareiras e hábito, sendo 1= ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m; 2= arbustos lenhosos de 1 a 3 m de altura, 3= árvores medianas (arvoretas) de 4 até 15 m de altura, 4= plantas escandentes (lianas) e arbustos semitrepadores (plantas sarmentosas); 5= árvores altas e 6= epífitas e parasitas; onde: # representa as espécies também encontradas na vegetação. Critérios de habitat e hábito adaptados de Klein (1979).....	81

Apêndice 6: Relação das espécies registradas na vegetação em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, com respectiva porcentagem de cobertura média das cinco etapas amostrais avaliadas em cada combinação dos tratamentos aplicados, sendo Sol - = sem solarização e Sol + = com solarização; síndrome de dispersão; habitat, sendo B= beira de rio, ao longo de corpos de água, brejo; C= vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão; E= erva ruderal; M= interior da floresta madura; O= orla de mata, orla externa da floresta ou em clareiras; R = restinga e hábito, sendo 1= ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m; 2= arbustos lenhosos de 1 a 3 m de altura, 3= árvores medianas (arvoretas) de 4 até 15 m de altura, 4= plantas escandentes (lianas) e arbustos semitrepadores (plantas sarmentosas); 5= árvores altas, onde: # representa as espécies também encontradas na chuva de sementes sob poleiros artificiais e em campo aberto. Critérios de habitat e hábito adaptados de Klein (1979).....87

SUMÁRIO

RESUMO.....	21
PALAVRAS-CHAVE.....	22
ABSTRACT.....	23
KEY-WORDS.....	23
INTRODUÇÃO.....	25
MÉTODOS.....	31
<i>Área de estudo.....</i>	<i>31</i>
<i>Delineamento experimental.....</i>	<i>32</i>
RESULTADOS.....	41
<i>Efeitos iniciais da solarização sobre as espécies ruderais e regenerantes.....</i>	<i>41</i>
<i>Efeitos posteriores da solarização sobre as espécies ruderais.....</i>	<i>43</i>
<i>Chuva de sementes.....</i>	<i>44</i>
DISCUSSÃO.....	57
CONSIDERAÇÕES FINAIS – IMPLICAÇÕES PARA A PRÁTICA.....	63
LITERATURA CITADA.....	65
APÊNDICES.....	75

Restauração Ecológica com Solarização e Poleiros Artificiais¹

Aline Luiza Tomazi & Tânia Tarabini Castellani

Universidade Federal de Santa Catarina – Departamento de Ecologia
e Zoologia – Programa de Pós-Graduação em Ecologia –
Laboratório de Ecologia Vegetal – Florianópolis, SC, Brasil
aline_luiza_05@hotmail.com

RESUMO

A ausência de sementes zoocóricas e competição com espécies ruderais consistem nos principais fatores limitantes à restauração ecológica. Assim, na restauração ecológica, o emprego de técnicas que atraíam dispersores de sementes, como os poleiros artificiais e, que controlem a competição com espécies ruderais, como a solarização, pode ser uma alternativa viável; ainda que pelo nosso conhecimento, não tenham sido testadas conjuntamente. Neste sentido, este trabalho objetivou testar o emprego conjunto de poleiros artificiais e solarização para o manejo na restauração ecológica. Testamos a hipótese de que a solarização pudesse eliminar e ocasionar um retardo no crescimento das espécies ruderais e assim propiciar um aumento no estabelecimento das sementes advindas com os poleiros artificiais e das demais espécies da regeneração local. Dessa maneira, realizamos em uma área degradada por pastagem, com o predomínio das espécies ruderais *Cyperus rotundus* (Cyperaceae) e *Urochloa arrecta* (Poaceae), um corte raso inicial de toda a vegetação pré-existente e

¹ Conforme normas do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSC, para obtenção de certificação do título de Mestre em Ecologia o acadêmico deve submeter um artigo científico fruto da dissertação de mestrado, em periódico indexado considerando a qualificação pelo Qualis da área de Biodiversidade. Assim, esta dissertação foi redigida de acordo com as normas da revista *Restoration Ecology*, a qual se pretende realizar a submissão deste trabalho na forma de artigo científico após sua defesa.

posteriormente empregamos, em um delineamento de parcelas subdivididas, a solarização com plástico preto (4 X 11 m) e poleiros artificiais. Avaliamos por 12 meses a eficácia destas técnicas por meio do monitoramento da chuva de sementes e vegetação estabelecida após a retirada do plástico da solarização. Constatamos que a solarização inicialmente eliminou todas as espécies ruderais predominantes e também as regenerantes. Contudo, a partir de três meses após a retirada do plástico da solarização, os efeitos iniciais sobre as espécies ruderais predominantes deixaram de existir, havendo um agressivo crescimento vegetativo destas espécies a partir das bordas não solarizadas. Os poleiros artificiais incrementaram a chuva de sementes zoocóricas, porém não exerceram durante o período de monitoramento deste estudo nenhum efeito sobre a vegetação regenerante. Assim, a aplicação conjunta de poleiros artificiais e solarização neste estudo não possibilitou um incremento no estabelecimento de espécies zoocóricas e demais espécies da regeneração local. Recomenda-se o emprego de poleiros artificiais e solarização, desde que ocorra um controle adicional e contínuo das espécies ruderais no entorno das áreas solarizadas. Dessa maneira, a rápida recolonização das espécies ruderais dominantes a partir das bordas não solarizadas é impedida e as chances de estabelecimento das sementes que chegam à área degradada são elevadas.

PALAVRAS-CHAVE: Área degradada, chuva de sementes, controle de espécies ruderais, *Cyperus rotundus*, *Urochloa arrecta*, zoocoria.

ABSTRACT

The absence of zoochoric seeds and competition with ruderal species consist in the main limiting factors for ecological restoration. Thus, the use of techniques that attract seed dispersers such as artificial perches and the control of competition with ruderal species such as solarization, can be a viable alternative, although they have not been tested together. Therefore, this study aimed to test the combined use of artificial perches and solarization for management in ecological restoration. To this end, we assume that, in a degraded area, solarization could eliminate and slow the growth of ruderal species. Thus, there would be an increase in the establishment of seed coming from artificial perches and other species with local regeneration. In this way, we perform a clear cut of the vegetation in a degraded pasture dominated by the ruderals *Cyperus rotundus* (Cyperaceae) and *Urochloa arrecta* (Poaceae), and employed the solarization with black plastic (4 X 11 m) and artificial perches in a completely randomized split-plot design. We evaluated for 12 months the effectiveness of these techniques by monitoring the seed rain and vegetation established after removing the plastic solarization. We found that solarization initially eliminated all dominant ruderal species and also the other regenerating plants. However, after three months of the withdrawal of the solarization plastic, the effects on the ruderal species ceased, occurring a strong vegetative growth of these species from the edges not solarized. Artificial perches increased the seed rain of zoochoric propagules, but without effect on vegetation regenerating. Thus, in this study, the joint application of artificial perches and solarization did not allow an increase in the establishment of zoochoric plant species and other species of local regeneration. We recommend the use of artificial perches and solarization, since there is an additional and continuous control of ruderal species around the solarized areas. With this management, the rapid recolonization of dominant ruderal species from the edges will be prevented and the chances of establishment from seeds that reach the degraded area will be high.

KEY-WORDS: *Cyperus rotundus*, degraded area, ruderal species control, seed rain, *Urochloa arrecta*, zoochory.

INTRODUÇÃO

A biodiversidade possui valor intrínseco independentemente do valor que possamos atribuir-lhe (ONU 2005). Ela contribui direta (produtos biológicos) e indiretamente (serviços ambientais) para o bem-estar humano (ONU 2005). Contudo, a degradação de ecossistemas pela ação humana tem ocasionado a fragmentação de habitats, considerada atualmente uma das maiores ameaças à biodiversidade global (Pires et al. 2006). A fragmentação de habitats altera a estrutura e dinâmica das comunidades (Pütz et al. 2011) e consequentemente a integridade dos ecossistemas (Jordano et al. 2006). Assim, esforços substanciais são indispensáveis para reverter o atual processo de perda de biodiversidade (ONU 2005).

A restauração ecológica tem se tornado uma ferramenta importante na tentativa da humanidade recuperar ecossistemas degradados e gerir e conservar a biodiversidade (Hobbs 2007). A restauração ecológica busca por meio do manejo, restabelecer a produtividade e biodiversidade de ecossistemas degradados (Lamb & Gilmour 2003), ainda que simultaneamente novos ecossistemas emergentes, diferentes dos ecossistemas históricos, sejam concebidos (Hobbs et al. 2009; Jackson & Hobbs 2009). Busca-se na restauração ecológica, que as interações bióticas e os mecanismos que geram e mantêm a biodiversidade sejam restabelecidos com o tempo (Jordano et al. 2006), garantindo assim, a manutenção de bens e serviços ecológicos (Jackson & Hobbs 2009).

A restauração ecológica possui diversos fatores limitantes. Entre estes, destaca-se a limitação de sementes, definida como a deficiência da chegada de sementes a todos os sítios disponíveis à germinação e recrutamento (Hurt & Pacala 1995; Hubbell et al. 1999). Esta pode ser resultante de fatores relacionados à biologia reprodutiva das plantas ou presença e atuação de agentes bióticos de transporte dessas sementes (Hubbell et al. 1999). A limitação de sementes, e em especial, a de sementes zoocóricas, tem sido apontada em regiões tropicais como o principal fator limitante à regeneração natural em áreas degradadas (Holl et al. 2000; Young et al. 2005; Herrera & García 2010).

O restabelecimento da regeneração natural em áreas degradadas tem sido objeto de estudos que visam a sua eficácia de implementação, por meio de diferentes técnicas como, por exemplo: plantio de mudas nativas (Kageyama & Gandara 2005; Barbosa & Pizo 2006; Zamora & Montagnini 2007; Bruel et al., 2010), semeadura direta de espécies nativas (Bechara 2003; Martins et al. 2004), transposição de solo de áreas preservadas adjacentes (Bechara 2003; Tres et al. 2007) e agroflorestas, que envolvem a integração de árvores em paisagens rurais produtivas (Gonçalves et al. 2013; Xu et al. 2013). Busca-se com estas técnicas focadas na vegetação, que algum grau de complexidade estrutural e exigências de habitat sejam restabelecidos na área degradada, de modo a atrair animais de remanescentes florestais mais próximos intimamente envolvidos com processos ecológicos básicos de um ecossistema, como a polinização e dispersão de sementes (Lamb & Gilmour 2003). No entanto, com o aumento da escala de restauração, a aplicabilidade de algumas dessas técnicas, pode muitas vezes apresentar um elevado custo de implantação (Jesus & Rolim 2005; Bruel et al. 2010).

Os poleiros artificiais têm sido apontados como uma técnica para a restauração de áreas degradadas eficaz em incrementar a chegada de sementes zoocóricas (Shiels & Walker 2003; Zanini & Ganade 2005; Tres et al. 2007; Pillat et al. 2010; Tomazi et al. 2010; Heelemann et al. 2012) com um baixo custo de implantação (Reis et al. 2003; Tomazi et al. 2010). Os poleiros artificiais são estruturas que imitam as galharias de uma vegetação seca e que quando presentes em áreas degradadas propiciam um ambiente favorável ao pouso, servindo como atrativo aos potenciais dispersores (Reis et al. 1999; Holl 1998; Holl et al. 2000; Zanini & Ganade 2005). Estes dispersores então atraídos pelos poleiros artificiais ao defecarem ou regurgitarem dispersam sementes de áreas adjacentes mais preservadas e potencializam a regeneração local (Holl et al. 2000; Reis et al. 2003; Silva 2003).

As investigações com poleiros artificiais que avaliaram a vegetação estabelecida sob estas estruturas constataam que as sementes dispersas sob os poleiros artificiais apresentam um baixo índice de recrutamento (Holl et al. 2000; Shiels & Walker 2003; Tomazi et al. 2010; Graham & Page 2012; Heelemann et al. 2012).

Algumas destas investigações ainda sugerem que as condições micro-climáticas adversas, a reduzida disponibilidade de nutrientes no solo, a predação de sementes, a baixa viabilidade das sementes (Shiels & Walker 2003; Heelemann et al. 2012) e principalmente a competição com outras espécies vegetais (Holl et al. 2000; Shiels & Walker 2003; Tomazi et al. 2010; Heelemann et al. 2012) podem estar impedindo o recrutamento destas sementes. Assim, uma alternativa que poderia viabilizar um incremento do estabelecimento dos propágulos dispersos sob os poleiros artificiais consiste na associação de uma técnica restauradora adicional capaz de minimizar esta competição.

Ressalta-se em áreas degradadas a competição com espécies ruderais, sendo estas definidas como plantas nativas ou exóticas que ocorrem em áreas degradadas (Moro et al. 2012), competindo com as espécies nativas por elementos vitais como água, nutrientes, luz e dióxido de carbono, podendo ainda exercer uma inibição química (alelopatia) sobre o desenvolvimento destas (Lorenzi 1982). As espécies ruderais têm sido tradicionalmente manejadas em áreas sob processo de restauração utilizando-se herbicidas (Cox & Allen 2008; Griscom et al. 2009; Davies & Sheley 2011), roçadas e capinas (Zimmerman et al. 2000; Otsamo 2002), queimadas controladas (Davies & Sheley 2011), gradagem (Marushia & Allen 2011) e sombreamento com vegetação (Celis & Jose 2011). No entanto por restrições legais e ecológicas, o emprego dessas técnicas pode ser inapropriado ou impossível e pode apresentar altos custos pela sua necessidade de reaplicação (Marushia & Allen 2011).

A técnica da solarização, muito usual na agricultura (Katan 1981; Ghini et al. 2003), recentemente foi transposta para a restauração de áreas degradadas (Wilson et al. 2004; Moyes et al. 2005; Lambrecht & D'Amore 2010; Marushia & Allen 2011; Grose 2012; Pfeifer-Meister et al. 2012). A solarização consiste na cobertura do solo úmido com uma camada plástica isolante (geralmente transparente), cujo aquecimento solar inibe o crescimento das espécies ruderais, facilitando o estabelecimento das espécies desejadas (Katan 1981; Ghini et al. 2003). A solarização propicia a eliminação de patógenos, melhoria da estrutura e

penetração profunda da umidade, liberação de nutrientes e controle de plantas indesejadas com destruição do seu banco de sementes (Ghini et al. 2003). Como a solarização promove a destruição do banco de sementes das plantas indesejadas, não há a necessidade de sua reaplicação, diminuindo assim seus custos comparativamente a outras técnicas tradicionalmente aplicadas no manejo de espécies ruderais, técnicas estas que necessitam de reaplicação periódica para continuidade de seus efeitos (Marushia & Allen 2011).

Apesar das potencialidades do emprego da solarização, poucos estudos têm investigado a sua aplicabilidade na restauração de áreas degradadas, restringindo-se principalmente ao emprego da técnica com plástico transparente em ambientes de pradaria com clima mediterrâneo e/ou temperado (Wilson et al. 2004; Moyes et al. 2005; Lambrecht & D'Amore 2010; Pfeifer-Meister et al. 2012). Recentemente o uso da solarização com plástico preto no controle de espécies ruderais em áreas degradadas em um ambiente de pradaria e outro de florestas baixas, com clima mediterrâneo, mostrou-se ser uma alternativa útil em termos de custos e benefícios, comparativamente aos custos maiores de implantação do plástico transparente (Marushia & Allen 2011; Grose 2012). Todavia, desconhece-se o uso da solarização de maneira associada ao emprego de poleiros artificiais na restauração de áreas degradadas.

Empregamos poleiros artificiais associados à solarização com plástico preto como técnicas conjuntas para a restauração de uma área degradada com a presença de espécies ruderais. Especificamente procuramos responder as seguintes questões: (1) quais os efeitos iniciais da solarização sobre a vegetação pré-existente na área degradada? (2) os efeitos iniciais da solarização sobre as espécies ruderais, se existentes, perduram com o decorrer do tempo? (3) os poleiros artificiais incrementam a chegada de sementes zoocóricas? (4) quais os efeitos da aplicação conjunta de poleiros artificiais e solarização no estabelecimento de espécies zoocóricas e demais espécies da regeneração local? Nossa hipótese foi de que a solarização com plástico preto fosse capaz de eliminar a vegetação pré-existente na área degradada, ocasionando um retardo no crescimento das espécies ruderais com o decorrer do tempo e menor efeito competitivo sobre as espécies regenerantes. Os

poleiros artificiais instalados após a solarização ocasionariam um incremento na chegada de sementes zoocóricas, que então conseguiriam se estabelecer, acelerando o processo de regeneração da área degradada.

MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área com 0,23 ha no município de Tijucas, Santa Catarina, Brasil, situada a 15 m de altitude (ponto central - 27°15'48"S e 48°44'49"O). O clima da região é subtropical com temperatura média anual de 18°C e precipitação média anual de 1.700 mm (IBGE 2010). A região está sob o domínio da Mata Atlântica, mais especificamente da Floresta Ombrófila Densa, caracterizada em seu estágio sucessional mais avançado por uma mata perenifólia, com dossel de até 15 m e árvores emergentes de até 40 m de altura e densa vegetação arbustiva, trepadeira e epífita (Klein 1979; Campanili & Prochnow 2006).

A área de estudo situa-se em uma planície com um solo argiloso e muito úmido, temporariamente encharcado, cuja vegetação arbórea original era esparsa e composta principalmente por figueiras (*Ficus* spp.), ipês (*Tabebuia* spp.) jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) e palmito (*Euterpe edulis*). Situa-se em uma matriz atualmente periurbana com diferentes usos do solo incluindo reflorestamento com eucalipto, pastagens, agricultura e pequenos (<10ha) fragmentos florestais secundários (Apêndice 1). Estes fragmentos são as principais fontes de propágulos da área de estudo, situados, a no mínimo, 100 m de distância da mesma. Adjacentes à área de estudo (de 4 a 30 m) ainda existem algumas árvores e arbustos isolados, servindo também de fontes de propágulos.

A área de estudo teve sua vegetação original derrubada e foi utilizada como pastagem por cerca de 40 anos. Após, foi cessado o pastoreio e área ficou abandonada por 15 anos com roçadas eventuais até o início do estudo (ano de 2011). Não houve ocorrência de fogo neste período de abandono e as espécies herbáceas e ruderais *Cyperus rotundus* Cyperaceae (cosmopolita) e *Urochloa arrecta* Poaceae (exótica) dominaram a área (Anexo 2) e possivelmente estão impedindo por competição a regeneração natural local e continuidade do processo sucessional. Visualmente,

até o início deste estudo, a área continuava no estágio de degradação de pastagem, com o predomínio destas duas espécies e sem estruturas, como por exemplo, galharias naturais, que pudessem atrair potenciais dispersores de sementes (Apêndice 2).

Delineamento experimental

Anteriormente ao início do experimento a área de estudo foi roçada por completo, ou seja, foi realizado um corte raso de toda vegetação com auxílio de uma roçadeira. Rizomas, bulbos, tubérculos e demais propágulos vegetativos subterrâneos não foram removidos. A roçada foi realizada em julho de 2011, no fim do pico de frutificação de *Cyperus rotundus* e antes do pico de frutificação de *Urochloa arrecta*². A partir de então, conduzimos um experimento com a combinação fatorial em parcelas subdivididas (ou *split plot*), conforme Gotelli & Ellison (2011), envolvendo os seguintes tratamentos: (1) tratamento solarização (fator de parcela completa) – com solarização e sem solarização; (2) tratamento poleiro artificial (fator de subparcela) – poleiro artificial e campo aberto (considerado sem a influência de qualquer tipo de galharia natural ou artificial). O tratamento solarização foi aplicado em 20 plots de 4 x 11 m (10 com solarização e 10 sem solarização), distantes no mínimo 4 m entre si, conforme figura 1. O tratamento poleiro artificial foi aplicado dentro de cada plot do tratamento solarização, totalizando 20 poleiros artificiais (10 nos plots com solarização e 10 nos plots sem solarização), como ilustrado na figura 1. A disposição dos poleiros artificiais, se à direita ou à esquerda do plot, foi definida por sorteio. Em cada plot também foram alocados dois conjuntos de coletores de sementes e parcelas permanentes para monitoramento da vegetação (Figura 1). Um conjunto foi alocado sob o poleiro artificial e o outro sob o campo aberto. A disposição do coletor de sementes e da parcela

² De acordo com o monitoramento da chuva de sementes realizado na área de estudo no ano seguinte (2012). O pico de frutificação de *Cyperus rotundus* ocorreu nos meses de maio, junho e julho. Já o pico de frutificação de *Urochloa arrecta* ocorreu nos meses de outubro e novembro.

permanente, se à direita ou à esquerda, também foi definida por sorteio para cada conjunto (Figura 1). No total foram instalados 40 coletores de sementes (0,5 m² cada) e 40 parcelas permanentes de monitoramento da vegetação (1 m² cada). Cada poleiro artificial ficou dentro do plot a uma distância de 2 m da borda do mesmo. Conforme Shiels & Walker (2003), resguardamos uma distância mínima dentro e entre plots de 4 m entre os conjuntos de coletores de sementes e parcelas de monitoramento da vegetação, situados sob os poleiros artificiais e aqueles situados em campo aberto, visando à não influência de cada poleiro artificial sobre o campo aberto e assim, à independência amostral entre estes (Figura 1).

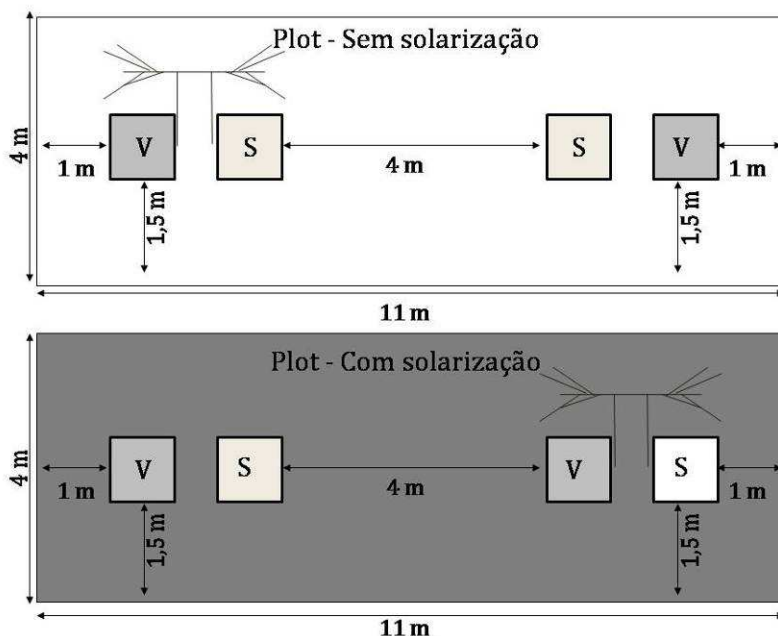


Figura 1: Esquema do delineamento experimental utilizado com a combinação fatorial em parcelas subdivididas (ou *split plot*) dos tratamentos solarização (fator de parcela completa) – com solarização e sem solarização e; tratamento poleiro artificial (fator de subparcela) – poleiro artificial e campo aberto, em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde V= parcela permanente do monitoramento da vegetação e S =coletor de sementes.

Em agosto de 2011 (final do inverno), aplicamos a solarização com plástico preto, como realizado por Marushia & Allen (2011) e Grose (2012). Os plots com solarização foram cobertos por três camadas de polietileno preto com 15 μ m de espessura presas com tijolos para fixá-las (Figura 2A). Por tratar-se de um solo muito úmido, o mesmo não foi previamente irrigado, como de costume na aplicação da solarização (Elmore et al. 1993). Após 113 dias, em dezembro de 2011 (final da primavera), as camadas de polietileno foram removidas.

Em janeiro de 2012 (início do verão), aplicamos o tratamento poleiros artificiais. Os poleiros artificiais foram construídos a partir de taquaras de bambu com 2 m de altura dispostas no sentido vertical, com uma estrutura de pouso formada por galharias de bambu afixadas perpendicularmente, como sugerido por Holl (1998); Shiels & Walker (2003); Pillat et al. (2010) e Tomazi et al. (2010) (Figura 2B). Cada poleiro artificial foi alocado no meio do conjunto de coletor de sementes e parcela permanente do monitoramento da vegetação, de maneira que suas galharias ficassem dispostas tanto sobre o coletor de sementes, quanto sobre a parcela permanente do monitoramento da vegetação (Figura 2B). Os coletores de sementes eram quadrados (0,7 x 0,7 m) e foram confeccionados com madeira e fundo de tecido 100% poliéster, ficando a aproximadamente 0,5 m de altura do solo.



Figura 2: Tratamentos aplicados para a restauração de uma área degradada com espécies ruderais em Tijucas, SC, Brasil, onde A= Tratamento solarização e B= Tratamento poleiro artificial.

Monitoramento da chuva de sementes

Monitoramos a chuva de sementes sob os poleiros artificiais e em campo aberto quinzenalmente de janeiro a dezembro de 2012. A área amostral total da chuva de sementes foi de 20 m². Em cada coleta todo material encontrado em cada coletor de sementes foi acondicionado individualmente em sacos de papel e levado ao laboratório para triagem das sementes com auxílio de um estereomicroscópio (Callmex®) e aumento de 20 vezes. As sementes foram então separadas em morfoespécies e quantificadas. Quando o número de sementes de uma determinada morfoespécie em uma mesma coleta ultrapassou 1.000 unidades, o excedente foi estimado a partir da separação de volumes iguais (ou frações) referentes ao volume das 1.000 unidades inicialmente quantificadas. Identificamos as sementes com o auxílio de especialistas e comparação com material fértil dos fragmentos florestais adjacentes, carpoteca do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina e literatura especializada (Leitão Filho et al. 1972, 1975; Bacchi et al. 1984; Lorenzi 2002a, 2002b, 2009). As espécies não identificadas permaneceram com a classificação de morfoespécie. Quando possível, caracterizamos as sementes quanto à síndrome de dispersão (Van der Pijl 1972) e hábito e habitat de ocorrência (Klein 1979).

Monitoramento da vegetação

Monitoramos a vegetação trimestralmente de dezembro de 2011 a janeiro de 2013, por meio das 40 parcelas permanentes quadradas (1 x 1 m) situadas dentro da área experimental, em cinco etapas amostrais: 1) dezembro de 2011 (na semana da retirada do plástico da solarização e antes da alocação dos poleiros artificiais); 2) março de 2012; 3) junho de 2012; 4) outubro de 2012 e; 5) janeiro de 2013.

Com o método do ponto (Goodall 1952) avaliamos quantitativamente as espécies ruderais dominantes *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* e, regenerantes; aqui consideradas como qualquer outra espécie da regeneração local que viesse a

surgir, seja por origem de uma semente, seja por propagação vegetativa.

Para tal, em cada parcela permanente estabelecemos 25 pontos amostrais, distantes a 0,25 m entre si, totalizando 1.000 pontos em cada etapa amostral. Em cada ponto foi realizada a projeção vertical de um pino de ferro de 0,5 cm de diâmetro e 2 m de altura, onde registramos o contato dos indivíduos ao pino, refletindo a ocorrência ou não das espécies ruderais dominantes *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* e regenerantes. Havendo a ocorrência, anotamos o número total de toques exercido no pino pela espécie, sendo esta avaliação definida por Goodall (1952) como “repetição de cobertura”. Anotamos também as respectivas classes de alturas em metros destes toques (1=0,00-0,25; 2=0,26-0,50; 3=0,51-1,00; 4=1,01-1,25; 5=1,26-1,50; 6=1,51-1,75; 7=1,76-2,00; 8=acima de 2,00 m).

Identificamos todas as espécies vegetais com auxílio de especialistas e comparação com exsicatas do Herbário FLOR da Universidade Federal de Santa Catarina. Quando possível, caracterizamos estas espécies quanto à síndrome de dispersão (Van der Pijl 1972) e hábito e habitat de ocorrência (Klein 1979).

Análise de Dados

Antes do tratamento estatístico dos dados calculamos a porcentagem de cobertura para as espécies ruderais dominantes *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* e regenerantes individualmente e como um todo em cada parcela e etapa amostral do monitoramento da vegetação por meio da seguinte fórmula:

$$PC_i = 100 (O_i/P), \text{ onde:}$$

PC_i = porcentagem de cobertura da espécie i ;

O_i = número total de pontos na parcela em que a espécie i ocorre;

P = número total de pontos amostrados na parcela = 25 pontos.

Calculamos ainda uma média ponderada da altura das espécies ruderais individualmente e regenerantes como um todo em

cada parcela e etapa amostral do monitoramento da vegetação por meio da seguinte fórmula:

$$A_i = (\sum C_{ai} H_{ji}) / C_i, \text{ onde:}$$

A_i = altura da espécie i ;

C_{ai} = número total de contatos ocorridos na parcela da espécie i na classe de altura j ;

H_{ji} = valor médio da classe de altura j , sendo estes para as classes – 1=0,13; 2=0,38; 3= 0,76; 4= 1,13; 5= 1,38; 6= 1,63; 7= 1,88; 8= 2,25 m;

C_i = número total de contatos exercidos na parcela pela(s) espécie(s) i .

Calculamos a repetição de cobertura para as espécies ruderais individualmente e regenerantes como um todo em cada parcela e etapa amostral do monitoramento da vegetação por meio da seguinte fórmula:

$$RC_i = C_i / P, \text{ onde:}$$

RC_i = repetição de cobertura da espécie i ;

C_i = número total de contatos ocorridos na parcela da espécie i ;

P = número total de pontos amostrados na parcela = 25 pontos.

A partir de então, efetuamos a análise estatística de dados. Para verificar os efeitos iniciais da solarização sobre a vegetação pré-existente na área degradada testamos se existiram diferenças entre os plots com solarização e plots sem solarização na porcentagem de cobertura, repetição de cobertura e altura na primeira etapa amostral do monitoramento da vegetação de cada espécie ruderal individualmente e espécies regenerantes como um todo. Para tal, em cada plot de solarização, calculamos um valor médio para cada um dos parâmetros morfométricos obtidos da vegetação (porcentagem de cobertura, altura e repetição de cobertura) a partir das duas parcelas presentes e depois analisamos os valores obtidos por meio do Teste de Wilcoxon-Mann-Whitney

(Teste U). Para verificar se os efeitos da solarização sobre as espécies ruderais persistiram com a retirada do plástico e no decorrer do tempo, realizamos uma Análise de Variância (ANAVA) de medidas repetidas. Utilizamos o Teste de Diferença Honestamente Significante de Tukey (DHS) para comparações *a posteriori*.

Verificamos se a abundância e número acumulado de espécies por coletor durante todo o período amostral da chuva de sementes zoocóricas sob poleiros artificiais diferiram daquela encontrada no campo aberto por meio do Teste de Wilcoxon-Mann-Whitney (Teste U). Verificamos a suficiência amostral e possíveis diferenças na riqueza de espécies da chuva de sementes sob poleiros artificiais e em campo aberto por meio da construção de curvas de acumulação de espécies (Mao Tau) (Colwell 2005).

Para analisar os efeitos da aplicação conjunta de poleiros artificiais e solarização sobre o estabelecimento de espécies regenerantes, zoocóricas ou não, calculamos um valor médio considerando-se os dados coletados nas etapas amostrais 2, 3, 4 e 5 do monitoramento da vegetação, para a porcentagem de cobertura, repetição de cobertura, altura e número acumulado de espécies por parcela das espécies regenerantes como um todo, e testamos a igualdade destas médias por meio da Análise de Variância (ANAVA) de parcelas subdivididas (ou *split plot*) nas seguintes combinações dos tratamentos aplicados: sem solarização e campo aberto, sem solarização e poleiro artificial, com solarização e campo aberto, com solarização e poleiro artificial. Verificamos a suficiência amostral do monitoramento das espécies regenerantes por meio da construção de curvas de acumulação de espécies (Mao Tau) (Colwell 2005) das quatro combinações de tratamentos aplicados a partir de um valor médio da porcentagem de cobertura de cada espécie regenerante, considerando-se os dados coletados nas etapas amostrais 2, 3, 4 e 5 do monitoramento da vegetação.

Com estes dados médios da porcentagem de cobertura de cada espécie regenerante ainda, acrescidos dos dados da etapa amostral 1 do monitoramento da vegetação e dos dados das espécies ruderais dominantes *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* verificamos possíveis diferenças na composição de espécies entre as quatro combinações de tratamentos, por meio da construção de

uma matriz de dissimilaridade com coeficiente de Bray-Curtis. A partir desta matriz de dissimilaridade realizamos uma análise de agrupamento pelo método de agrupamento pareado não ponderado baseado na média aritmética (UPGMA) (Legendre & Legendre 1998). As significâncias das diferenças entre as similaridades entre os grupos formados foram testadas por meio do Teste de Perfil de Similaridade (SIMPROF) (Legendre & Legendre 1998). Ainda com os mesmos dados utilizados na construção de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis verificamos a presença de especificidade de espécies para cada combinação de tratamento por meio do Teste de Valor Indicador Individual (IndVal) (Mcgeoch 1998).

Por fim, para verificar a relação entre as variáveis inerentes às espécies ruderais e aquelas inerentes às espécies regenerantes realizamos uma Análise de Componentes Principais (PCA) a partir de uma matriz de correlação (Legendre & Legendre 1998).

Utilizamos o programa EstimateS versão 7.5.2 (Colwell 2005) para a obtenção das curvas de acumulação de espécies (Mao Tau). As demais análises estatísticas foram realizadas por meio do programa R versão 2.11.1 (R Development Core Team 2008) com os seguintes pacotes estatísticos: ade4 (Dray & Dufour 2007), vegan (Oksanen et al. 2012), gclus (Hurley 2012), cluster (Maechler et al. 2012), FD (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté & Shipley 2011), pvclust (Suzuki & Shimodaira 2011), clustsig (Whitaker & Christman 2010), ez (Lawrence 2012), car (Fox & Weisberg 2011), labdsv (Roberts 2012), ape (Paradis et al. 2004), graphics e stats (R Development Core Team 2012).

RESULTADOS

Efeitos iniciais da solarização sobre as espécies ruderais e regenerantes

A solarização alterou inicialmente a vegetação da área degradada (Apêndice 3). Logo após a retirada do plástico da solarização, os plots que receberam este tratamento apresentaram valores nulos ou inferiores de porcentagem de cobertura, altura e repetição de cobertura das espécies ruderais *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* e regenerantes, em comparação aos plots sem solarização (Tabela 1). Ressaltam-se os pequenos valores apresentados para as espécies regenerantes nos plots com solarização como resultantes do crescimento destas a partir das fissuras que começaram a ser apresentadas nos plásticos 20 dias (final de novembro) antes de sua remoção (Tabela 1).

Tabela 1: Mediana e (mínimo-máximo) dos parâmetros avaliados das espécies ruderais e regenerantes após a retirada do plástico da solarização (etapa amostral 1) em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil. Valores seguidos por letras diferentes representam diferenças estatísticas determinadas pelo Teste U, onde: Sol - = sem solarização e Sol + = com solarização.

		<i>Cyperus rotundus</i>		<i>Urochloa arrecta</i>		Regenerantes	
		Sol -	Sol +	Sol -	Sol +	Sol -	Sol +
Porcentagem de Cobertura	Mediana	51 ^{a***}	0 ^{b***}	51 ^{a***}	0 ^{b***}	68 ^{a***}	2 ^{b***}
	Mín-Máx	(0-94)	(0-0)	(2-78)	(0-4)	(32-90)	(0-12)
	Teste	W ₁₀ =95		W ₁₀ =97,5		W ₁₀ =100	
Altura (m)	Mediana	0,3	-	0,3 ^{a***}	0 ^{b***}	0,3 ^{a***}	0,1 ^{b***}
	Mín-Máx	(0-0,6)		(0,1-0,6)	(0-0,1)	(0,2-0,5)	(0-0,2)
	Teste	-		W ₁₀ =98,5		W ₁₀ =99	
Repetição de Cobertura	Mediana	1,3 ^{a***}	0 ^{b***}	0,9 ^{a***}	0 ^{b***}	3,7 ^{a***}	0,1 ^{b***}
	Mín-Máx	(0-2,8)	(0-0)	(0-2,2)	(0-0,1)	(2,3-5,7)	(0-0,1)
	Teste	W ₁₀ =95		W ₁₀ =97,5		W ₁₀ =100	

***(P<0,001)

Efeitos posteriores da solarização sobre as espécies ruderais

Após a retirada do plástico e no decorrer do tempo (a partir de três meses - etapa amostral 2 do monitoramento da vegetação), os efeitos iniciais da solarização sobre as espécies ruderais deixaram de existir (Apêndice 4). Não houve diferenças entre os plots com solarização e sem solarização numa mesma determinada etapa amostral na porcentagem de cobertura, altura e repetição de cobertura, tanto para *Cyperus rotundus* ($F_{1,10}=1,02915$, $P>0,05$; $F_{1,10}=1,13616$, $P>0,05$; $F_{1,10}=1,45016$, $P>0,05$, respectivamente), quanto para *Urochloa arrecta* ($F_{1,10}= 0,677$, $P>0,05$; $F_{1,10}= 5,2247$, $P>0,05$; $F_{1,10}= 0,12572$, $P>0,05$) (Tabela 2). Estas diferenças entre estes plots se deram apenas quando consideradas etapas amostrais distintas do monitoramento da vegetação, tanto para *Cyperus rotundus* quanto para *Urochloa arrecta*, diferenças estas não relevantes para os objetivos deste estudo (Figura 3). Este Teste ainda revelou que *Urochloa arrecta* ainda apresentou diferenças dentro de um mesmo tipo de plot entre as etapas amostrais, mostrando que somente para esta espécie a porcentagem de cobertura nos plots sem solarização das etapas amostrais 3 e 4 foi menor do que na etapa amostral 2; a altura desta espécie nos plots sem solarização das etapas amostrais 3 e 4 foi menor do que na etapa amostral 5 e nos plots com solarização nas etapas amostrais 2, 3 e 4 foi menor do que na etapa amostral 5 e; a repetição de cobertura nos plots com solarização foi menor na etapa amostral 4 comparativamente à etapa amostral 5 (Tabela 2).

Tabela 2: Média e (desvio padrão) dos parâmetros avaliados das espécies ruderais após a retirada do plástico da solarização (etapas amostrais 2, 3, 4 e 5) em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: Sol - = sem solarização e Sol + = com solarização.

		<i>Cyperus rotundus</i>		<i>Urochloa arrecta</i>	
		Sol -	Sol +	Sol -	Sol +
Porcentagem de Cobertura	Etapas 2	63 ($\pm 35,2$)	34,6 ($\pm 29,2$)	65,2($\pm 32,8$)	60,6 ($\pm 30,9$)
	Etapas 3	56,8 ($\pm 34,9$)	43,6 ($\pm 27,4$)	48,8 ($\pm 27,7$)	70,8 ($\pm 23,4$)
	Etapas 4	53,4 ($\pm 30,8$)	44 ($\pm 29,3$)	49,2 ($\pm 32,2$)	62,2 ($\pm 22,2$)
	Etapas 5	65,8 ($\pm 38,3$)	57,4 ($\pm 29,7$)	59,2 ($\pm 33,6$)	75 ($\pm 22,5$)
Altura (m)	Etapas 2	0,6 ($\pm 0,3$)	0,3 ($\pm 0,2$)	0,5 ($\pm 0,1$)	0,3 ($\pm 0,1$)
	Etapas 3	0,5 ($\pm 0,3$)	0,4 ($\pm 0,2$)	0,5 ($\pm 0,1$)	0,4 ($\pm 0,2$)
	Etapas 4	0,5 ($\pm 0,3$)	0,4 ($\pm 0,3$)	0,5 ($\pm 0,2$)	0,4 ($\pm 0,2$)
	Etapas 5	0,6 ($\pm 0,3$)	0,6 ($\pm 0,3$)	0,7 ($\pm 0,2$)	0,5 ($\pm 0,2$)
Repetição de Cobertura	Etapas 2	1,9 ($\pm 1,1$)	0,8 ($\pm 0,9$)	2,2 ($\pm 1,4$)	2,0 ($\pm 1,5$)
	Etapas 3	1,4 ($\pm 0,9$)	1,0 ($\pm 0,9$)	1,4 ($\pm 1,3$)	2,1 ($\pm 1,3$)
	Etapas 4	1,3 ($\pm 0,7$)	1,0 ($\pm 0,9$)	1,6 ($\pm 1,6$)	1,6 ($\pm 1,0$)
	Etapas 5	2,1 ($\pm 1,4$)	1,8 ($\pm 1,6$)	2,2 ($\pm 2,1$)	2,5 ($\pm 1,5$)

Chuva de sementes

Um total de 77.456 sementes (1.936,4 sementes/m²/ano) pertencentes a 78 morfoespécies foi coletado durante os 12 meses amostrais (Apêndice 5). De todas as sementes coletadas, 44,4% (n=34.417) foram registradas sob os poleiros artificiais e 55,6% (n=43.039) em campo aberto.

Em relação à classificação taxonômica, foi possível a identificação de 88,5% das morfoespécies coletadas em nível de família, ou seja, 69 morfoespécies pertencentes a 32 famílias, sendo que nove morfoespécies permaneceram não identificadas (Apêndice 5). A caracterização do habitat foi possível para 53 morfoespécies da chuva de sementes, sendo que o habitat predominante foi o da vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão (Tabela 3, Apêndice 5). Em relação ao hábito, foi possível a caracterização de 56 morfoespécies da chuva de sementes, sendo que ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m foi o hábito mais comum entre estas (Tabela 3, Apêndice 5). Já a caracterização da síndrome de dispersão da chuva de sementes foi possível em 64 morfoespécies, sendo a zoocoria a síndrome de dispersão predominante (Tabela 3, Apêndice 5).

Tabela 3: Caracterização do habitat, hábito (adaptados de Klein 1979) e síndrome de dispersão (Van der Pijl 1972) da chuva de sementes e espécies regenerantes registrados em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.

	Descritores	Chuva de sementes	Espécies regenerantes
Habitat	Beira de rio, ao longo de corpos de água, brejo	18,9%	18,8%
	Vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão	47,2%	31,3%
	Cultivada	3,8%	0,0%
	Erva ruderal	13,2%	25%
	Interior da floresta madura	18,9%	15,6%
	Orla de mata, orla externa da floresta ou em clareiras	3,8%	6,3%
	Restinga	0,0%	3,1%
Hábito	Ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m	41,1%	50%
	Arbustos lenhosos de 1 a 3 m de altura	19,6%	6,3%
	Árvores medianas (arvoretas) de 4 até 15 m de altura	16,1%	3,1%
	Plantas escandentes (lianas) e arbustos semitrepadores (plantas sarmentosas)	8,9%	37,5%
	Árvores altas	7,1%	3,1%
	Epífitas e parasitas	7,1%	0,0%
Síndrome de dispersão	Anemocoria	32,3%	25,8%
	Autocoria	20%	58,1%
	Zoocoria	47,7%	16,1%

Quando considerada apenas a síndrome de dispersão zoocórica, os coletores sob os poleiros artificiais (mediana=138,5; mínimo-máximo=8,0-1.014,0) receberam um maior número destas sementes, comparados aos coletores em campo aberto (mediana=31; mínimo-máximo=0,0-351,0) ($W_{20} = 312$, $P < 0,01$). Em

números absolutos, os coletores sob os poleiros artificiais receberam 4.143 sementes zoocóricas e os coletores em campo aberto receberam 1.356 sementes zoocóricas.

Foram encontradas 30 morfoespécies de sementes zoocóricas sob os poleiros artificiais e 17 morfoespécies de sementes zoocóricas no campo aberto (Apêndice 5). O número acumulado de espécies zoocóricas por coletor foi maior sob os poleiros artificiais do que em campo aberto ($W_{20} = 331,5$, $P < 0,001$) (Figura 3A). A curva de acumulação de espécies também revelou uma riqueza de sementes zoocóricas maior sob os poleiros artificiais do que aquela encontrada em campo aberto (Figura 3B). Ambas as curvas de acumulação de espécies tendem à estabilização, indicando uma adequada suficiência amostral (Figura 3B).

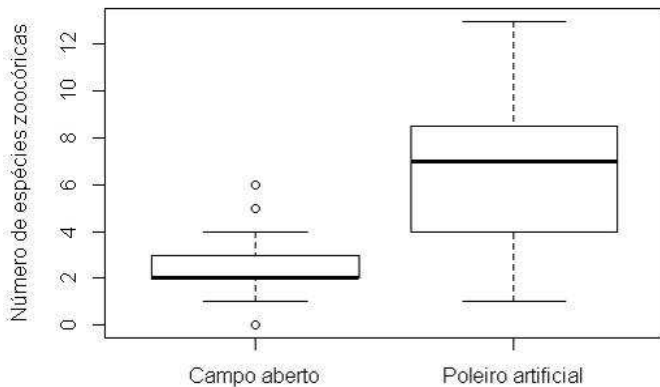
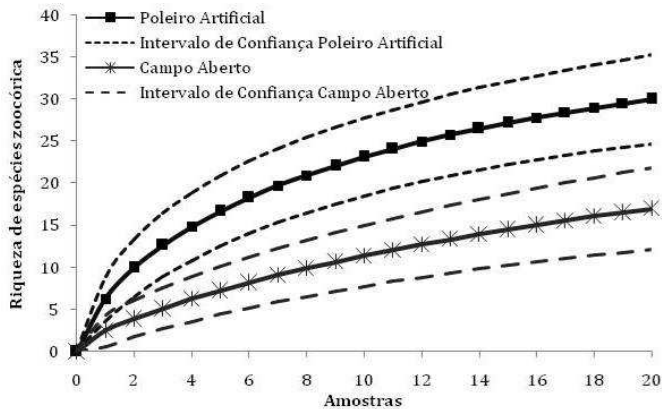
A**B**

Figura 3: (A) Número acumulado de espécies por coletor (0,5 m²) e (B) Curva de acumulação de espécies (Mao Tau) de sementes zoocóricas coletadas sob poleiros artificiais e em campo aberto em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil. Em (A), as linhas escuras representam a mediana, as caixas representam o 25º e 75º percentis, as barras representam o mínimo e máximo e os círculos representam os *outliers*.

Efeitos da aplicação conjunta de poleiros artificiais e solarização sobre as espécies regenerantes

Foi registrado entre todas as etapas amostrais realizadas um total de 34 espécies regenerantes pertencentes a 20 famílias (Apêndice 6). Destas, o habitat predominante foi aquele de vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão e o hábito mais comum foi o de ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m (Tabela 3, Apêndice 6).

Do total de espécies regenerantes que se estabeleceram na área degradada, 22 espécies foram encontradas na combinação de tratamentos sem solarização e campo aberto, 23 espécies em sem solarização e poleiro artificial, 22 espécies em com solarização e campo aberto e 19 espécies em com solarização e poleiro artificial (Apêndice 6).

Apenas o tratamento solarização teve efeito no número acumulado de espécies regenerantes por parcela ($F_{1,10} = 7,755$; $P < 0,05$), sendo que os plots sem solarização apresentaram maior número acumulado de espécies regenerantes do que os plots com solarização (Figura 4A). O tratamento poleiro artificial ($F_{1,10} = 0,132$; $P > 0,05$) e a interação de ambos tratamentos ($F_{1,10} = 0,033$; $P < 0,05$) não revelaram efeito no número acumulado de espécies regenerantes por parcela (Figura 4A). As curvas de acumulação de espécies sugerem uma igualdade na riqueza de espécies regenerantes entre todas as combinações dos tratamentos aplicados e uma amostragem suficiente (Figura 4B).

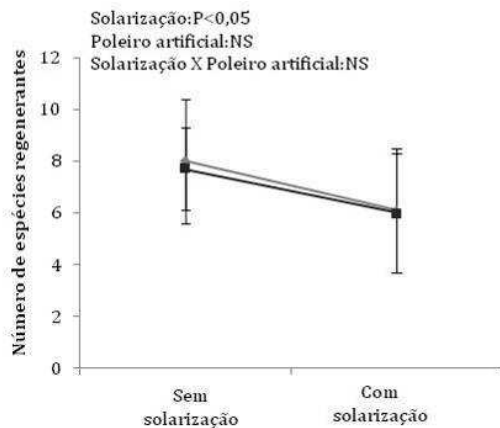
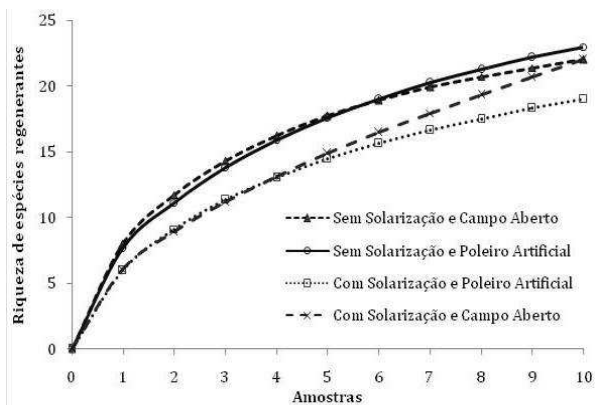
A**B**

Figura 4: (A) Número acumulado de espécies por parcela (1 m²) por ano e (B) Curva de acumulação de espécies regenerantes (Mao Tau) amostradas em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil. Em (A), linha mais escura=Poleiro artificial e; linha mais clara= Campo aberto; as barras representam a média e as linhas verticais representam o desvio-padrão ao redor da média e em (B) o Intervalo de Confiança de sem solarização e campo aberto = 18,4-25,6; Intervalo de Confiança de sem solarização e poleiro artificial = 19,0-27,2; Intervalo de Confiança de com solarização e campo aberto = 14,7-29,3; Intervalo de Confiança de com solarização e poleiro artificial = 14,9-23,1.

Das espécies regenerantes que se estabeleceram na área degradada, 12 delas foram registradas também na chuva de sementes (Apêndices 5 e 6). Contudo, apenas *Cissus verticillata* e *Cordia monosperma* estão entre as espécies comuns à vegetação regenerante e chuva de sementes que apresentam a síndrome de dispersão zoocórica. A síndrome de dispersão predominante entre as espécies regenerantes em que foi possível tal caracterização foi a anemocoria, seguida pela autocoria e zoocoria (Tabela 3, Apêndice 6).

A análise de agrupamento da Dissimilaridade de Bray-Curtis revelou uma distinção na composição de espécies regenerantes apenas para o tratamento solarização (Figura 5). A composição de espécies dos plots com solarização diferiu 27,9% dos plots sem solarização (Figura 5).

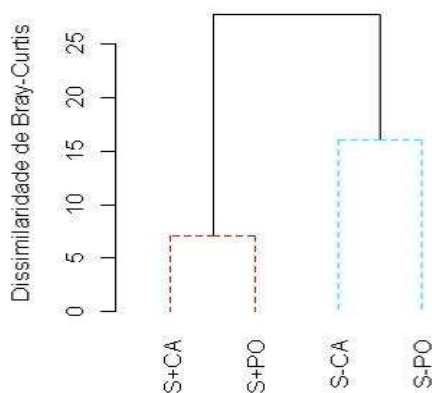


Figura 5: Análise de Agrupamento pelo método UPGMA (coeficiente de correlação cofenética $r=0,88$) da Dissimilaridade de Bray-Curtis das espécies ruderais e regenerantes (etapas amostrais 1, 2, 3, 4 e 5) encontradas nas combinações dos tratamentos aplicados em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: S+CA= com solarização e campo aberto; S+PO= com solarização e poleiro artificial; S-CA= sem solarização e campo aberto e; S-PO= sem solarização e poleiro artificial. Linhas pontilhadas indicam diferenças entre grupos determinada pelo SIMPROF ($P<0,05$).

O Teste de Valor Indicador Individual IndVal revelou a especificidade e fidelidade de sete espécies regenerantes para o tratamento solarização, nenhuma espécie para o tratamento poleiro artificial e duas espécies para os tratamentos solarização e poleiro artificial em conjunto. *Cissampelos pareira* (77,4%; $P < 0,01$), *Vigna adenantha* (69,9%; $P < 0,01$), *Ipomoea tiliacea* (63,9%; $P < 0,05$), *Thelypteris interrupta* (61,8%; $P < 0,05$), *Vernonia scorpioides* (39,4%; $P < 0,01$), *Eupatorium tubaraoense* (38,5%; $P < 0,01$) e *Centella asiatica* (33,5%; $P < 0,05$) apresentaram especificidade e fidelidade para os plots sem solarização. *Cissampelos pareira* (45,1%; $P < 0,05$) e *Ipomoea tiliacea* (40,2%; $P < 0,05$) por sua vez também apresentaram especificidade e fidelidade para a combinação de tratamentos sem solarização e campo aberto.

A ANAVA de parcelas subdivididas não revelou efeitos do tratamento poleiro artificial sobre a porcentagem de cobertura ($F_{1,10} = 0,141$; $P > 0,05$), altura ($F_{1,10} = 3,563$; $P > 0,05$) e repetição de cobertura ($F_{1,10} = 1,246$; $P > 0,05$) das espécies regenerantes (Figura 6). No entanto, houve um efeito do tratamento solarização sobre as espécies regenerantes. A altura ($F_{1,10} = 16,92$; $P < 0,01$) e repetição de cobertura ($F_{1,10} = 9,689$; $P < 0,01$) destas espécies foram menores nos plots que receberam a solarização comparativamente aos plots sem solarização (Figura 6). A porcentagem de cobertura destas espécies não apresentou diferenças em relação ao tratamento solarização ($F_{1,10} = 4,054$; $P > 0,05$). Não foi encontrada uma interação significativa entre os tratamentos poleiros artificiais e solarização sobre a porcentagem de cobertura ($F_{1,10} = 0,297$; $P > 0,05$), altura ($F_{1,10} = 0,118$; $P > 0,05$) e repetição de cobertura ($F_{1,10} = 0,871$; $P > 0,05$) das espécies regenerantes (Figura 6).

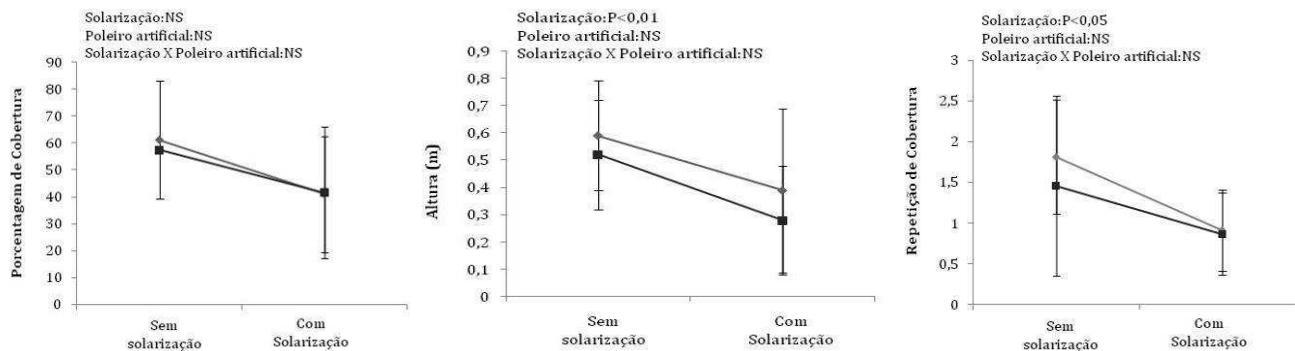


Figura 6: Média dos parâmetros avaliados das espécies regenerantes após a retirada do plástico da solarização em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: linha mais escura=Poleiro artificial e; linha mais clara= Campo aberto. As barras representam o desvio padrão em torno da média. A significância do efeito de cada tratamento e da interação destes foi testada pela ANAVA de parcelas subdivididas (ou *split plot*).

A análise de componentes principais (PCA) teve 77% de sua variância explicada pelos seus dois primeiros eixos (Figura 7; Tabela 4). No eixo 1 a porcentagem de cobertura de *Urochloa arrecta* correlacionou-se positivamente, enquanto que a porcentagem de cobertura de *Cyperus rotundus*, a porcentagem de cobertura, altura, repetição de cobertura e número de espécies de regenerantes correlacionaram-se negativamente. Já no eixo 2, a porcentagem de cobertura de *C. rotundus* correlacionou-se negativamente, enquanto que a porcentagem de cobertura de *U. arrecta*, a porcentagem de cobertura, altura e repetição de cobertura de regenerantes correlacionaram-se positivamente. Para o eixo 1, que explicou a maior parte da variação obtida, as amostras dos plots com solarização se ordenaram ao longo do vetor da porcentagem de cobertura de *U. arrecta*, enquanto que as amostras dos plots sem solarização ordenaram-se ao longo dos demais vetores (Figura 7).

Tabela 4: Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) realizada com variáveis das espécies ruderais e regenerantes em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Porcentagem de cobertura de <i>Urochloa arrecta</i>	0,30	0,68
Porcentagem de cobertura de <i>Cyperus rotundus</i>	-0,36	-0,47
Porcentagem de cobertura de regenerantes	-0,46	0,16
Altura de regenerantes	-0,47	0,12
Repetição de cobertura de regenerantes	-0,38	0,52
Número de espécies de regenerantes	-0,46	----
Variação explicada	55%	21,9%

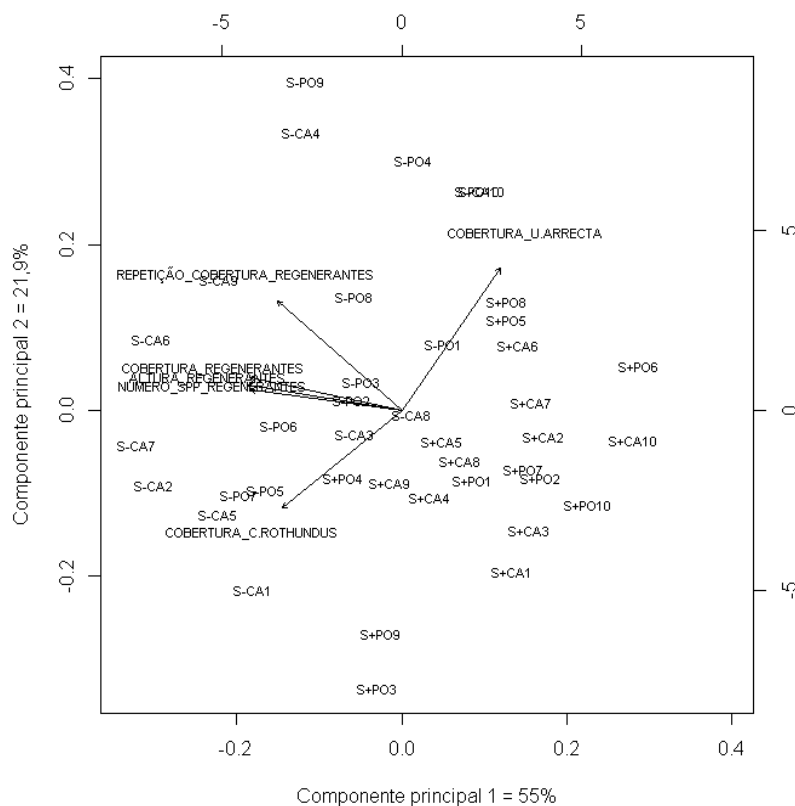


Figura 7: Diagrama de dispersão da análise de componentes principais (PCA) de algumas das variáveis analisadas das espécies ruderais e regenerantes em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, onde: S-CA = sem solarização e campo aberto; S-PO = sem solarização e poleiro artificial; S+CA = com solarização e campo aberto e; S+PO= com solarização e poleiro artificial.

DISCUSSÃO

A aplicação conjunta de poleiros artificiais com a solarização não propiciou no período de monitoramento deste estudo um aumento no estabelecimento das espécies zoocóricas e demais espécies da regeneração local.

A solarização inicialmente eliminou as espécies ruderais dominantes *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta*. Tal resultado corrobora a eficácia da aplicação da solarização em ambientes distintos dos até então já testados, como um pré-tratamento de áreas densamente invadidas por espécies ruderais e onde esforços de restauração são desejados (Lambrecht & D'Amore 2010). Contudo, a solarização eliminou também as demais espécies da regeneração local, sendo que os pequenos valores apresentados pelas mesmas nos plots com solarização na etapa amostral 1, refletem aqueles indivíduos que começaram a se estabelecer nestes plots a partir das fissuras apresentadas nas camadas plásticas antes de sua remoção.

Passados três meses da remoção das camadas plásticas (etapa amostral 2) as espécies ruderais *C. rotundus* e *U. arrecta* não mais apresentaram diferenças em termos de porcentagem de cobertura, altura e repetição de cobertura entre os plots com e sem solarização. Tais resultados foram também observados nas demais etapas amostrais. Constatamos que *C. rotundus* e *U. arrecta* apresentaram um crescimento muito agressivo, tanto nos plots com solarização, quanto naqueles sem solarização. *U. arrecta* ainda apresentou algumas variações na porcentagem de cobertura, altura e repetição de cobertura entre etapas amostrais. Essas variações se deram principalmente das etapas amostrais 3 e 4 (período de outono-inverno) para as etapas amostrais 2 e 5 (período de primavera-verão), refletindo possivelmente um efeito negativo da menor incidência solar e geadas sobre o crescimento desta espécie (observação pessoal).

De fato, ambas as espécies ruderais dominantes neste estudo, são relatadas na literatura por possuírem grande capacidade de reprodução, seja via sementes, seja vegetativamente (Ricchi et al. 2000; Carbonari et al. 2003). *C. rotundus* armazena energia em seus rizomas, bulbos e tubérculos, possibilitando uma

rápida rebrota a partir destas estruturas subterrâneas (Ricchi et al. 2000). *U. arrecta* tem grande capacidade de rebrota a partir de seus estolões aéreos (Carbonari et al. 2003). A união destas estratégias distintas de propagação vegetativa (por baixo, no caso de *C. rotundus* e, por cima, no caso de *U. arrecta*) podem ter potencializado a influência competitiva destas espécies ruderais sobre as espécies regenerantes.

Podemos observar, assim como constatado por Elmore et al. (1993) em ambiente de pradaria, que estas espécies ruderais propagaram-se vegetativamente nos plots com solarização a partir de suas bordas, onde haviam estruturas vegetativas não cobertas pela solarização. Wilson et al. (2004) e Pfeifer-Meister et al. (2012) também constataram que a solarização, aplicada então com plástico transparente em ambiente de pradaria, apresentou poucos efeitos duradouros devido à rápida regeneração das espécies ruderais. Por outro lado, e contrariamente a este estudo, Marushia & Allen (2011) ao aplicarem a solarização em ambiente de pradaria, mas com plástico preto verificaram que seus efeitos sobre as espécies ruderais permaneceram durante os dois anos por eles avaliados. Grose (2012) também aplicando a solarização com plástico preto, mas em um ambiente tipicamente florestal, encontrou resultados satisfatórios e duradouros sobre as espécies ruderais, contudo, o mesmo realizou com o passar do tempo, um controle das espécies ruderais nas bordas das áreas não solarizadas com herbicida específico não residual. Assim, a solarização apresenta efeitos distintos de acordo com o ambiente em que é aplicada (Hasing et al. 2004). Contudo, parece ser quase consenso a necessidade de manejo periódico das espécies ruderais no entorno das áreas solarizadas.

A área de estudo recebeu sementes de diferentes tipos de habitat, hábito e síndrome de dispersão, apesar de sua matriz ser periurbana e as fontes de propágulos mais próximas serem pequenos fragmentos florestais (< 10 ha) e árvores e arbustos adjacentes e isolados. Ressalta-se a chegada de sementes zoocóricas, de estágios sucessionais mais avançados e de hábito arbóreo, importantes para a regeneração local e avanço do processo sucessional (Klein 1980). Contudo, ainda existe nesta área uma

pressão de propágulos de espécies características do hábito ruderal e de estágios sucessionais mais iniciais.

Os poleiros artificiais incrementaram a abundância, número acumulado de espécies por coletor e riqueza de sementes zoocóricas, corroborando os estudos que indicam que estas estruturas são eficazes em atrair dispersores de sementes para áreas degradadas (Shiels & Walker 2003; Zanini & Ganade 2005; Tres et al. 2007; Pillat et al. 2010; Tomazi et al. 2010; Graham & Page 2012; Heelemann et al. 2012). Dessa forma, percebe-se que os poleiros artificiais propiciaram um maior número de espécies zoocóricas por área e uma maior variedade destas espécies comparativamente ao campo aberto.

Os poleiros artificiais por sua vez, durante o período de monitoramento deste estudo, não ocasionaram qualquer tipo de interferência sobre a vegetação regenerante de espécies zoocóricas. Como observado por Holl et al. (2000), Shiels & Walker (2003), Tomazi et al. (2010), Graham & Page (2012) e Heelemann et al. (2012) as sementes zoocóricas dispersas sob os poleiros artificiais apresentaram um baixo índice de recrutamento. Apenas as espécies de lianas *Cissus verticillata* e *Melothria pendula*, possivelmente por seu hábito, conseguiram vencer o efeito competitivo ocasionado pelas espécies ruderais *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* e foram registradas como regenerantes nas parcelas sob os poleiros artificiais, oriundas de uma dispersão endozoocórica e estabelecimento por semente. Registramos também nestas parcelas a espécie *Alchornea triplinervia* de dispersão endozoocórica, mas estabelecida por rebrota e a espécie *Desmodium adscendens* de dispersão epizoocórica, sendo então ambas embora dispersas por animais, não estabelecidas por interferência direta dos poleiros artificiais. A espécie *Cordia monosperma* de dispersão zoocórica também foi registrada como regenerante, contudo, em uma parcela no campo aberto. Vale salientar que, embora muitas das sementes dispersas sob os poleiros artificiais ainda não tenham se estabelecido, as mesmas podem estar servindo como fonte de recomposição do banco de sementes local (Espíndola et al. 2003), sendo posteriormente recrutadas em uma situação oportuna.

As espécies regenerantes que se estabeleceram na área de estudo, foram em um número reduzido (n=34) comparativamente ao registrado na chuva de sementes (n=69) e em sua maioria, com síndrome de dispersão anemocórica ou autocórica. A maior parte das espécies encontradas como regenerantes são características de hábitat de vegetação secundária, ervas ruderais ou brejo e hábito herbáceo ou escandente/semitrepador. De fato, áreas com o solo muito úmido e temporariamente encharcado como a deste estudo, apresentam condições edáficas especiais, onde a água em excesso constitui um fator de inibição ao estabelecimento da vegetação (Klein 1980). Ainda de acordo com Klein (1980), nestas áreas os estágios pioneiros são caracterizados por diversas espécies herbáceas e arbustivas, sendo paulatinamente substituídas por algumas espécies de porte arbóreo com distribuição esparsa. Percebe-se, como o esperado também pelo pouco tempo decorrido da roçada realizada no começo do estudo, que esta área encontra-se em um estágio sucessional muito inicial. Todavia, o estágio sucessional atual é semelhante ao apresentado anteriormente à roçada, quando então o uso desta área para pastagem havia cessado há aproximadamente 15 anos e roçadas eventuais foram realizadas. Ressalta-se assim o forte efeito de exclusão competitiva que as espécies ruderais dominantes *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* têm exercido sobre as potenciais espécies regenerantes, impedindo o aumento na biodiversidade da área de estudo (Lamb & Gilmour 2003).

Verificamos que a solarização limitou o número de espécies regenerantes que se estabeleceram nos plots com solarização, conforme também observado por Wilson et al. (2004). A análise de agrupamento da Dissimilaridade de Bray-Curtis revelou uma composição distinta destas espécies entre os plots com e sem solarização. Tal distinção se deu pelo fato de que a solarização limitou o estabelecimento de algumas espécies regenerantes. As espécies *Cissampelos pareira*, *Vigna adenantha*, *Ipomoea tiliacea*, *Thelypteris interrupta*, *Vernonia scorpioides*, *Eupatorium tubaraoense* e *Centella asiatica* obtiveram especificidade e fidelidade para os plots sem solarização. Embora a porcentagem de cobertura das espécies regenerantes tenha se apresentado similar entre

ambos os plots do tratamento solarização, a solarização ocasionou menor altura e repetição de cobertura destas espécies.

Os efeitos negativos observados da solarização sobre o estabelecimento das espécies regenerantes, oriundas ou não da chuva de sementes sob os poleiros artificiais, podem ser explicados por duas razões. A solarização não tem um efeito seletivo, destruindo ou inibindo todo o banco de sementes onde é aplicada, seja das espécies de interesse ou não (Katan 1981; Ghini et al. 2003). Muitas espécies têm suas sementes induzidas a entrarem em dormência secundária pelas altas temperaturas a que são sujeitas na solarização (Dahlquist et al. 2007) ou pela anoxia e/ou fotoinibição, esta última induzida pelo plástico preto (Marushia & Allen 2011). Por outro lado, como as espécies ruderais *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* apresentaram um crescimento muito rápido e agressivo a partir da propagação vegetativa oriunda das bordas dos plots, o efeito competitivo das mesmas não permitiu que a maioria das espécies oriundas da chuva de sementes zoocóricas ou não, conseguisse se estabelecer, fato este também constatado por Pfeifer-Meister et al. (2012).

De fato, a análise de componentes principais revelou para o eixo 1 e para o eixo 2 que os vetores inerentes às espécies regenerantes estiveram opostos ao vetor inerente à espécie ruderal *Urochloa arrecta* e ao vetor inerente à *Cyperus rotundus*, respectivamente. Nesta análise, a espécie ruderal *U. arrecta* mostrou-se mais limitante ao estabelecimento das espécies regenerantes do que *C. rotundus*, pois um grupo de parcelas com solarização ordenou-se ao longo do vetor de *U. arrecta* e aquelas sem solarização do vetor de *C. rotundus*. Weidlich (2012) constatou que *Urochloa humidicola* limitou o desenvolvimento de espécies arbóreas nativas implantadas em uma área sob processo de restauração. A autora ainda supõe que *U. humidicola* tenha promovido interações alelopáticas negativas sobre as espécies arbóreas implantadas e interferido na germinação de sementes que eventualmente se dispersaram até a área em processo de restauração, inibindo a regeneração natural. Por pertencerem ao mesmo gênero, a espécie *U. arrecta* pode ter apresentado estas

mesmas interações alelopáticas negativas sobre as espécies regenerantes deste estudo.

Assim, percebe-se a necessidade de um controle das espécies ruderais nas áreas não solarizadas e próximas às bordas da solarização para evitar a rápida recolonização destas (Marushia & Allen 2011; Grose 2012). Sugere-se que este controle seja realizado por roçadas ou capinas periódicas, devendo continuar até que as espécies desejadas se estabeleçam (Pfeifer-Meister et al. 2012) e a pressão de competição das espécies ruderais alcance um nível suficientemente baixo e manejável (Wilson et al. 2004). Somente com este tipo de controle adjacente e adicional, os efeitos iniciais da solarização sobre as espécies ruderais permanecerão com o decorrer do tempo, possibilitando um retardo no seu efeito competitivo e por conseguinte, aumentando as chances de estabelecimento das sementes zoocóricas dispersas sob os poleiros artificiais e demais espécies da regeneração local. Sugere-se ainda para ambientes similares a deste estudo como alternativa para diminuir a propagação das espécies ruderais sobre as áreas solarizadas, a implantação de algumas mudas de espécies arbóreas nativas (com tamanho maior ou igual a 1 metro) com rápido crescimento e formação de grande área de copa. Estes indivíduos poderiam ser implantados durante a solarização, em pequenos furos realizados no meio do plástico, conforme Grose (2012). Com o fim da solarização e retirada do plástico, estes indivíduos já estariam estabelecidos e à medida que se desenvolvessem proporcionariam sombreamento da área e redução da propagação das espécies ruderais. Paralelamente, as sementes zoocóricas presentes no banco de sementes oriundas da dispersão sob os poleiros artificiais encontrariam condições ambientais mais favoráveis para o seu estabelecimento. Contudo, uma análise econômica e temporal entre custo e benefício deve ser realizada antes da escolha de qual técnica a ser mais adequada aos objetivos e metas de restauração propostos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS – IMPLICAÇÕES PARA A PRÁTICA

A solarização elimina inicialmente as espécies ruderais *Cyperus rotundus* e *Urochloa arrecta* e espécies regenerantes.

Com o decorrer do tempo, os efeitos iniciais da solarização sobre as espécies ruderais deixam de existir devido ao rápido e agressivo crescimento vegetativo destas espécies a partir das bordas das áreas não solarizadas.

Os poleiros artificiais incrementam a chegada de sementes zoocóricas na área degradada.

A aplicação conjunta de poleiros artificiais e solarização no período de monitoramento deste estudo não possibilitou um incremento no estabelecimento de espécies zoocóricas e demais espécies da regeneração local.

Faz-se necessário um controle adicional e contínuo das espécies ruderais no entorno das áreas solarizadas para impedir a rápida recolonização das espécies ruderais por propagação vegetativa oriunda das bordas não solarizadas e consequentemente permitir o estabelecimento da chuva de sementes que chega até a área degradada, seja por zoocoria, autocoria ou anemocoria.

Recomenda-se o emprego de poleiros artificiais e solarização para a restauração de áreas degradadas, desde que ocorra um controle adicional e contínuo das espécies ruderais no entorno das áreas solarizadas.

LITERATURA CITADA

- Bacchi, O.; Leitão Filho, H. F.; Aranha, C. 1984. Plantas invasoras de culturas no estado de São Paulo. Unicamp, São Paulo, SP.
- Barbosa, K. C. e Pizo, M. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology* **14** (4): 504-515.
- Bechara, F. C. 2003. Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Dissertação. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Bruel, B. O.; Marques, M. C. M.; Britez, R. M. 2010. Survival and growth of tree species under two direct seedling planting systems. *Restoration Ecology* **18** (4): 414-417.
- Campanili, M. e Prochnow, M. 2006. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. RMA, Brasília, DF.
- Carbonari, C. A.; Martins, D.; Terra, M.A. 2003. Controle de *Brachiaria subquadripa* e *Brachiaria mutica* através de diferentes herbicidas aplicados em pós-emergência. *Planta Daninha* **21**: 79-84.
- Celis, G. e Jose, S. 2011. Restoring abandoned pasture land with native tree species in Costa Rica: Effects of exotic grass competition and light. *Forest Ecology and Management* **261**: 1598-1604.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. URL <http://purl.oclc.org/estimates> [acessado em 16 Maio 2012].
- Cox, R. D. e Allen, E. B. 2008. Stability of exotic annual grasses following restoration efforts in southern California coastal sage scrub. *Journal of Applied Ecology* **45**: 495-504.

Dahlquist, R. M.; Prather, T. S.; Stapleton, J. J. 2007. Time and temperature requirements for weed seed thermal death. *Weed Science* **55**: 619-625.

Davies, K. W.; Sheley, R. L. 2011. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. *Restoration Ecology* **19** (2): 159-165.

Dray, S. e Dufour, A.B. 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* **22**(4): 1-20.

Elmore, C. L. P; Roncoroni, J. A. and Giraud, D. D. 1993. Perennial weeds respond to control by soil solarization. *California Agricultura* **47**:19-22.

Espíndola, M. B.; Vieira, N. K.; Reis, A.; Hmeljevski, K. V. 2003. Poleiros artificiais: formas e funções. URL <http://www.sobrade.com.br/eventos/2003/seminario/Trabalhos/trabalhos.htm> [acessado em 23 Fevereiro 2007].

Fox, J. e Weisberg, S. 2011. *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion> [acessado 27 Abril 2013].

Ghini, R.; Patrício, F. R. A.; Souza, M. D.; Sinigaglia, C.; Barros, B. C.; Lopes, M. E. B. M.; Tessarioli-Neto, J.; Cantarella, H. 2003. Efeito da solarização sobre propriedades físicas, químicas e biológicas de solos. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* **27**: 71-79.

Gonçalves, M. Da P. M.; Higa, A. R.; Silva, I. C.; Silva, L. D.; Oliveira, R. K. 2013. Sustentabilidade ambiental de um sistema agroflorestal com bracatinga (*Mimosa scabrella* Bent.) através da análise emergética. *Revista Brasileira de Agroecologia* **8** (1): 18-27.

Goodall, D. W. 1952. Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. *Australian Journal Science Res.* **5**:1-41.

Gotelli, N. J. e Ellison, A. M. 2011. *Princípios de Estatística em Ecologia*. Artimed, Porto Alegre, RS.

Graham, L. L. B. e Page, S. E. 2012. Artificial Bird Perches for the Regeneration of Degraded Tropical Peat Swamp Forest: A Restoration Tool with Limited Potential. *Restoration Ecology* **20** (5): 631-637.

Griscom, H. P.; Griscom, B. W.; Ashoton, M. S. 2009. Forest regeneration from pasture in the dry tropics of Panamá: effects of cattle, exotic Grass, and forested riparia. *Restoration Ecology* **17** (1): 117-126.

Grose, P. J. 2012. Restoring a seasonal wetland using woven black plastic weed mat to overcome a weed threshold. *Ecological Management & Restoration* **13** (2): 191-195.

Hasing, J. E.; Motsenbocker, C. E.; Monlezun, C. J. 2004. Agroeconomic effect of soil solarization on fall-planted lettuce (*Lactuca sativa*). *Scientia Horticulturae* **101**:223-233.

Heelemann, S.; Krug, C. B.; Esler, K. J.; Reisch, C.; Poschlod, P. 2012. Pioneers and Perches - Promising Restoration Methods for Degraded Renosterveld Habitats? *Restoration Ecology* **20** (1): 18-23.

Herrera, J. M. e García, D. 2010. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conservation Biology* **24** (4): 1089-1098.

Hobbs, R. J. 2007. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology* **15** (2): 354-357.

Hobbs, R. J.; Higgs, E.; Harris, J. A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* **24** (11): 599-605.

Holl, K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Ecological Restoration* **6** (3): 253-261.

Holl, K. D.; Loik, M. E.; Lin, E. H. V.; Samuels, I. A. 2000. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology* **8** (4): 339-349.

Hubbell, S. P.; Foster, R. B.; O'Brien, S. T.; Harms, K. E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S. J.; Loo de Lao, S. 1999. Light-Gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a Neotropical Forest. *Science* **283**(5401): 554-557.

Hurley, C. 2012. gclus: Clustering Graphics. R package version 1.3.1. URL <http://CRAN.R-project.org/package=gclus> [acessado em 16 Abril 2013]

Hurt, G.C. e Pacala, S.W. 1995. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history, and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology* **176**: 1-12.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. URL <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm> [acessado em 10 Dezembro 2012].

Jackson, S. T. e Hobbs, R. J. 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* **325**: 567-569.

Jesus, R. M. de e Rolim, S. G. 2005. Experiências relevantes na restauração da mata atlântica. Páginas 59-86 in Galvão, A. P. M. e Porfírio-da-Silva, V. editores. *Restauração florestal: Fundamentos e estudos de caso*. Embrapa Florestas, Colombo, PR.

Jordano, P.; Galetti, M.; Pizo, M. A.; Silva, W. R. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. Páginas 411-436 in Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Sluys, M. V.; Alves, M. A. S. editores. *Biologia da Conservação: Essências*. Rima, São Carlos, Brasil.

Kageyama, P. Y. e Gandara, F. B. 2005. Resultados do programa de restauração com espécies arbóreas nativas do convênio ESALQ/USP e CESP. Páginas 47-58 in: Galvão, A. P. M. e Porfírio-da-Silva, V. editores. *Restauração florestal: Fundamentos e estudos de caso*. Embrapa Florestas, Colombo, PR.

Katan, J. 1981. Solar heating (solarization) of soil for control of soilborne pests. *Annual Review of Phytopathologia* **19**:211-236.

Klein, R. M. 1979. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* **31**.

Klein, R. M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí (continuação). *Sellowia* **32**: 165 – 389.

Laliberté, E. e Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**:299-305.

Laliberté, E. e Shipley, B. 2011. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-11.

Lamb, D. e Gilmour, D. 2003. Rehabilitation and restoration of degraded areas. IUCN, Switzerland and Cambridge, UK.

Lambrecht, S. C. e D'Amore, A. 2010. Solarization for non-native plant control in cool, Coastal California. *Restoration Ecology* **28** (4): 424-426.

Lawrence, M. A. 2012. ez: Easy analysis and visualization of factorial experiments. R package version 4.1-1. URL <http://CRAN.R-project.org/package=ez> [acessado em 17 Maio 2013]

Legendre, P. e L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam.

Leitão Filho, H. F.; Aranha, C.; Bacchi, O. 1972. Plantas invasoras de culturas no estado de São Paulo. v1, Hucitec, São Paulo, SP.

Leitão Filho, H. F.; Aranha, C.; Bacchi, O. 1975. Plantas invasoras de culturas no estado de São Paulo. v2, Hucitec, São Paulo, SP.

Lorenzi, H. 1982. Plantas daninhas do Brasil: terrestre, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H. 2002a. Árvores brasileiras – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. v1, Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H. 2002b. Árvores brasileiras – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. v2, Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

Lorenzi, H. 2009. Árvores brasileiras – Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. v3, Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K. 2012. cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 1.14.2.

Martins, C. R.; Leite, L. L.; Haridasan, M. 2004. Capim-gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a restauração de áreas degradadas em unidades de conservação. *Árvore* **28** (5): 739-747.

Marushia, R. G. e Allen, E. B. 2011. Control of exotic annual grasses to restore native forbs in abandoned agricultural land. *Restoration Ecology* **19** (1): 45–54.

Mcgeoch, M. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* **73**: 181–201.

Moro, M. F.; Souza, V. C.; Oliveira-Filho, A. T. de; Queiroz, L. P. de; Fraga, C. N. de; Rodal, M. J. N.; Araújo, F. S. de; Martins, F. R. 2012. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta Botanica Brasilica* **26**(4): 991–999.

Moyes, A. B.; Witter, M. S.; Gamon, J. A. 2005. Restoration of native perennials in a California annual grassland after prescribed spring burning and solarization. *Restoration Ecology* **13** (4): 659–666.

ONU – Organização das Nações Unidas. 2005. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. URL <http://www.millenniumassessment.org> [acessado em 17 Agosto 2013]

Oksanen, J.; Blanchet, F. G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O'Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Stevens, M. H. H.; Wagner, H. 2012. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-4. URL <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> [acessado em 17 Maio 2013]

Otsamo, A. 2002. Early effects of four fast-growing tree species and their planting density on ground vegetation in Imperata grasslands. *New forests* **23**: 1–17.

Paradis, E.; Claude, J.; Strimmer, K. 2004. APE: analyses of phylogenetics and evolution in R language. *Bioinformatics* **20**: 289–290.

Pfeifer-Meister, L.; Roy, B. A.; Johnson, B. R.; Krueger, J. and Bridgham, S. D. 2012. Dominance of native grasses leads to community convergence in wetland restoration. *Plant Ecology* **213**:637–647.

Pillatt, N.; Pillat, N.; Franco, E. T. H.; Coelho, G. C. 2010. Dry artificial perches and the seed rain in a subtropical riparian forest. *Revista Brasileira de Biociências* **8** (3): 246-252.

Pires, A. S.; Fernandez, F. A. S.; Barros, C. S. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. Páginas 231-260 in Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Sluys, M. V.; Alves, M. A. S. editores. *Biologia da Conservação: Essências*. Rima, São Carlos, Brasil.

Pütz, S.; Groeneveld, J.; Alves, L. F.; Metzger, J. P.; Huth, A. 2011. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modeling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling* **222**: 1986-1997.

R Development Core Team. 2008. R: language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

R Development Core Team 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. URL <http://www.R-project.org/> [acessado em 27 Abril 2013]

Reis, A.; Becchara, F. C.; Espindola, M. B.; Vieira, N. K.; Souza, L. L. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação* **1** (1): 28-36.

Reis, A.; Zambonin, R. M.; Nakazono, E. M. 1999. Restauração de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. *Série Cadernos da Biosfera* **14**: 1-42.

Ricci, M. dos S. F.; Almeida, D. L. de; Fernandes, M. do C. A.; Ribeiro, R. de L. D.; Cantanheide, M. C. dos S. 2000. Efeitos da solarização do solo na densidade populacional da tiririca e na produtividade de hortaliças sob manejo orgânico. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **35** (11): 2175-2179.

Roberts, D. W. 2012. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.5-0. URL <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv> [acessado em 12 Maio 2013]

Shiels, A. B. e Walker, L. R. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* **11** (4): 457-465.

Silva, W. R. 2003. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. Páginas 77-90 in Kageyama, P. Y.; Oliveira, R. E. de; Moraes, L. F. D. de; Engel, V. L.; Gandara, F. B. editores. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, Botucatu, Brasil.

Suzuki, R. e Shimodaira, H. 2011. pvclust: Hierarchical Clustering with P-Values via Multiscale Bootstrap Resampling. R package version 1.2-2. URL <http://CRAN.R-project.org/package=pvclust> [acessado em 27 Abril 2013]

Tomazi, A. L.; Zimmermann, C. E.; Laps, R. R. 2010. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para a restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. *Biotemas* **23** (3): 125-135.

Tres, D. R.; Sant'Anna, C. S.; Basso, S.; Langa, R.; Ribas-Júnior, U.; Reis, A. 2007. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em matas ciliares. *Revista Brasileira de Biociências* **5** (1): 309-311.

Van der Pijl, L. 1972. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, Berlin.

Whitaker, D. e Christman, M. 2010. clustsig: Significant Cluster Analysis. R package version 1.0. URL <http://CRAN.R-project.org/package=clustsig> [acessado em 03 Maio 2013]

Wilson, M. V.; Ingersoll, C. A.; Clark, D. L. 2004. Why pest plant control and native plant establishment failed: a restoration autopsy. *Natural Areas Journal* **24**(1): 23-31.

Weidlich, E. W. A. 2012. Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas e competição com *Urochloa humidicola* em área de restauração de floresta fluvial. Dissertação. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

Xu, J.; Mercado, A.; He, J.; Dawson, I. editores. 2013. An agroforestry guide for field practitioners. The World Agroforestry Centre, East Asia, Kunming, China.

Young, T. P.; Petersen, D. A.; Clary, J. J. 2005. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecology Letters* **8**: 662–673.

Zamora, C. O. e Montagnini, F. 2007. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Restoration Ecology* **15** (3): 453-461.

Zanini, L. e Ganade, G. 2005. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, Pioneer vegetation, and soil fertility. *Restoration Ecology* **13** (3): 507-514.

Zimmermann, J. K.; Pascarella, J. B.; Aide, T. M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Ecological Restoration* **8** (4): 350-360.

APÊNDICES

Apêndice 1: Caracterização da matriz da área de estudo, situada em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.



Apêndice 2: Situação inicial da área de estudo com o predomínio das espécies ruderais *Cyperus rotundus* Cyperaceae (cosmopolita) e *Urochloa arrecta* Poaceae (exótica) em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.



Apêndice 3: Plot com solarização logo após a retirada do plástico da solarização em dezembro de 2011 (etapa amostral 1) em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.



Apêndice 4: Plots com solarização em março de 2012 (etapa amostral 2), mostrando (setas) a propagação vegetativa subterrânea de *Cyperus rotundus* (A) e aérea de *Urochloa arrecta* (B) a partir das bordas das áreas não solarizadas em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil.





Apêndice 5: Relação das espécies encontradas na chuva de sementes sob poleiros artificiais e em campo aberto em uma área degradada em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, com respectivo número de sementes/m²/ano; síndrome de dispersão; habitat, sendo B= beira de rio, ao longo de corpos de água, brejo; C= vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão; Cu= cultivada; E= erva ruderal; M= interior da floresta madura; O= orla de mata, orla externa da floresta ou em clareiras e hábito, sendo 1= ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m; 2= arbustos lenhosos de 1 a 3 m de altura, 3= árvores medianas (arvoretas) de 4 até 15 m de altura, 4= plantas escandentes (lianas) e arbustos semitrepadores (plantas sarmentosas); 5= árvores altas e 6= epífitas e parasitas; onde: # representa as espécies também encontradas na vegetação. Critérios de habitat e hábito adaptados de Klein (1979).

Família	Espécie	Nº de Sementes/ m ² /ano		Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Poleiro Artificial	Campo Aberto			
Acanthaceae	<i>Hygrophila brasiliensis</i> (Spreng.) Lindau#	26,7	2,2	Autocoria	C	1
Anarcadiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	0,1	0,0	Zoocoria	C	2
Apocynaceae	<i>Forsteronia pubescens</i> A. DC.	0,0	0,2	Anemocoria	M	4
Arecaceae	<i>Archontophoenix</i> sp.	0,5	0,0	Zoocoria	Cu	3
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0,1	0,0	Zoocoria	M	3
Asteraceae	Asteraceae 1	0,0	0,1	Anemocoria	--	--
	Asteraceae 2	0,1	0,0	Anemocoria	--	--
	Asteraceae 3	0,1	0,0	Anemocoria	--	--

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Nº de Sementes/ m ² /ano		Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Poleiro Artificial	Campo Aberto			
Asteraceae	Asteraceae 4	1,2	0,6	Anemocoria	--	--
	Asteraceae 5	0,8	1,7	Anemocoria	--	--
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0,0	0,0	Anemocoria	E	1
	<i>Baccharis trinervis</i> Pers.#	43,4	47,4	Anemocoria	C	2
	<i>Erigeron</i> sp.	0,0	2,2	Anemocoria	C	1
	<i>Eupatorium tubaraoense</i> Hieron.#	9,3	55,7	Anemocoria	B	1
	<i>Hypochaeris</i> sp.	0,1	0,3	Anemocoria	C	1
	<i>Mikania campanulata</i> Gardner#	111,7	130,2	Anemocoria	M	4
	<i>Piptocarpha tomentosa</i> Baker	2,8	2,8	Anemocoria	C	3
	<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.#	4,5	3,7	Anemocoria	C	1
	<i>Vernonia tweediana</i> Baker	9,0	5,0	Anemocoria	C	1
Boraginaceae	<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem. & Schult.#	0,8	1,0	Zoocoria	C	4
Bromeliaceae	<i>Tillandsia</i> sp.	0,3	0,6	Anemocoria	C	6
Cactaceae	Cactaceae 1	31,0	0,0	Zoocoria	C	6

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Nº de Sementes/ m ² /ano		Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Poleiro Artificial	Campo Aberto			
Cactaceae	Cactaceae 2	15,7	0,1	Zoocoria	C	6
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1,8	0,3	Zoocoria	C	3
Caryophyllaceae	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.	0,2	0,0	Zoocoria	E	1
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	0,4	0,4	Anemocoria	M	3
Clusiaceae	<i>Clusia criuva</i> Cambess.	0,0	0,2	Zoocoria	M	3
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.#	718,1	299,8	Autocoria	E	1
	<i>Cyperus</i> sp.	0,8	0,5	Autocoria	--	1
	<i>Fuirena robusta</i> Kunth	0,8	0,0	Autocoria	B	1
	<i>Scleria</i> sp.	1,2	0,0	Zoocoria	C	1
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.	2,3	0,2	Zoocoria	M	5
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae 1	0,1	0,0	--	--	--
Fabaceae	Fabaceae 1	0,3	0,0	Autocoria	--	--
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze#	8,1	36,9	Autocoria	B	3
Lauraceae	<i>Cinnamomum zeylanicum</i> Blume	0,5	0,1	Zoocoria	Cu	3
Loranthaceae	Loranthaceae 1	0,1	0,0	Zoocoria	O	6

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Nº de Sementes/ m ² /ano		Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Poleiro Artificial	Campo Aberto			
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	217,1	114,3	Zoocoria	E	2
	<i>Leandra</i> sp.	19,7	5,7	Zoocoria	E	2
	<i>Miconia</i> sp.	42,3	0,0	Zoocoria	C	3
	<i>Tibouchina cerastifolia</i> Cogn	235,8	358,0	Autocoria	C	2
	<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.#	1,0	28,2	Autocoria	C	2
Mirtaceae	<i>Eugenia</i> sp.	1,0	0,1	Zoocoria	--	--
	<i>Myrcia</i> sp.	0,2	0,0	Zoocoria	--	5
	Myrtaceae 1	0,1	0,0	Zoocoria	--	--
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	1,2	0,7	Zoocoria	M	5
Onagraceae	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H. Hara#	1.524,8	2.836,9	Autocoria	B	1
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven#	127,6	2,5	Autocoria	C	1
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	17,4	0,0	Zoocoria	C	2
Poaceae	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	2,6	2,0	Anemocoria	C	1
	<i>Urochloa arrecta</i> (Hack. ex T. Durand & Schinz) Stent#	172,0	346,0	Autocoria	E	1
	<i>Cenchrus</i> sp.	0,0	0,1	Zoocoria	C	1

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Nº de Sementes/ m ² /ano		Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Poleiro Artificial	Campo Aberto			
Poaceae	<i>Digitaria</i> sp.	1,0	0,1	Anemocoria	--	1
	<i>Panicum polygonatum</i> Schrad.#	13,1	2,7	Autocoria	M	1
	<i>Paspalum</i> sp.	0,2	0,0	Autocoria	C	1
	Poaceae1	0,3	0,0	--	--	--
	Poaceae2	0,2	0,0	--	--	--
	Poaceae3	0,0	0,1	--	--	--
	Poaceae4	0,0	0,1	Anemocoria	--	--
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	5,5	3,4	Zoocoria	C	3
Rosaceae	<i>Rubus brasiliensis</i> Mart.	0,6	0,3	Zoocoria	C	4
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp.1	0,3	0,0	Zoocoria	M	2
	<i>Psychotria</i> sp.2	1,4	0,0	Zoocoria	M	2
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	3,3	3,0	Zoocoria	E	1
Typhaceae	<i>Typha</i> sp.	0,6	0,2	Anemocoria	B	1
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	27,7	4,7	Zoocoria	C	3
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	0,4	0,0	Zoocoria	B	5

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Nº de Sementes/ m ² /ano		Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Poleiro Artificial	Campo Aberto			
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E. Jarvis#	21,7	1,4	Zoocoria	O	4
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig	0,1	0,0	Zoocoria	B	1
Indeterminada	NI1	1,1	0,9	--	--	--
	NI2	0,0	0,2	--	--	--
	NI3	0,1	0,0	--	--	--
	NI4	0,0	0,1	--	--	--
	NI5	0,1	0,0	--	--	--
	NI6	0,1	0,0	--	--	--
	NI7	0,1	0,0	--	--	--
	NI8	0,9	0,0	--	--	--
	NI9	4,9	0,0	--	--	--
Total		3.439,4	4.303,9			

Apêndice 6: Relação das espécies registradas na vegetação em uma área degradada com espécies ruderais em processo de restauração em Tijucas, SC, Brasil, com respectiva porcentagem de cobertura média das cinco etapas amostrais avaliadas em cada combinação dos tratamentos aplicados, sendo Sol - = sem solarização e Sol + = com solarização; síndrome de dispersão; habitat, sendo B= beira de rio, ao longo de corpos de água, brejo; C= vegetação secundária, compreendendo os estágios de capoeirinha, capoeira ou capoeirão; E= erva ruderal; M= interior da floresta madura; O= orla de mata, orla externa da floresta ou em clareiras; R = restinga e hábito, sendo 1= ervas, ervas rasteiras ou arbustos baixos até aproximadamente 0,90 m; 2= arbustos lenhosos de 1 a 3 m de altura, 3= árvores medianas (arvoretas) de 4 até 15 m de altura, 4= plantas escandentes (lianas) e arbustos semitrepadores (plantas sarmentosas); 5= árvores altas, onde: # representa as espécies também encontradas na chuva de sementes sob poleiros artificiais e em campo aberto. Critérios de habitat e hábito adaptados de Klein (1979).

Família	Espécie	Porcentagem de Cobertura (%)				Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Sol - Campo Aberto	Sol - Poleiro Artificial	Sol + Campo Aberto	Sol + Poleiro Artificial			
Acanthaceae	<i>Hygrophila brasiliensis</i> (Spreng.) Lindau#	0,00	0,00	4,56	2,08	Autocoria	C	1
Apiaceae	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	1,28	0,48	0,08	0,00	Autocoria	E	1
Apocynaceae	<i>Oxypetalum wightianum</i> Hook. & Arn.	0,00	0,16	0,00	0,16	Anemocoria	O	4
Asteraceae	<i>Baccharis trinervis</i> Pers.#	2,16	0,56	0,08	0,00	Anemocoria	C	2
	<i>Eupatorium tubaraoense</i> Hieron.#	5,68	2,24	0,16	0,16	Anemocoria	B	1

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Porcentagem de Cobertura (%)				Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Sol - Campo Aberto	Sol - Poleiro Artificial	Sol + Campo Aberto	Sol + Poleiro Artificial			
Asteraceae	<i>Mikania campanulata</i> Gardner #	0,08	0,00	0,00	0,00	Anemocoria	M	4
	<i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd.	0,32	0,16	0,72	0,08	Anemocoria	M	4
	<i>Mikania ulei</i> Hieron.	0,00	0,00	0,08	0,00	Anemocoria	C	4
	<i>Vernonia scorpioides</i> (Lam.) Pers.#	5,60	5,28	0,16	0,00	Anemocoria	C	1
	<i>Wedelia paludosa</i> DC.	0,00	0,00	0,32	0,00	Autocoria	C	1
Bignoniaceae	<i>Clytostoma sciuripabulum</i> (K. Schum.) Bureau & K. Schum.	0,16	0,40	0,00	0,00	Anemocoria	M	4
Blechnaceae	<i>Blechnum serrulatum</i> Rich.	2,32	3,28	6,72	4,32	---	C	1
Boraginaceae	<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem. & Schult.#	2,16	0,64	0,00	0,00	Zoocoria	C	4
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	1,44	1,12	1,36	2,56	Autocoria	B	1
Convolvulaceae	<i>Ipomoea tiliacea</i> (Willd.) Choisy	9,60	4,88	2,48	4,56	Autocoria	C	4

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Porcentagem de Cobertura (%)				Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Sol - Campo Aberto	Sol - Poleiro Artificial	Sol + Campo Aberto	Sol + Poleiro Artificial			
Cucurbitaceae	<i>Melothria pendula</i> L.	0,08	0,08	0,24	1,44	Zoocoria	E	4
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.#	66,64	48,48	33,76	38,08	Autocoria	E	1
	<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	0,00	0,00	0,08	0,00	Autocoria	B	1
	<i>Rhynchospora asperula</i> (Nees) Steud.	0,00	0,00	0,32	0,24	Autocoria	E	1
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	0,00	0,40	0,00	0,00	Zoocoria	M	5
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	1,68	0,00	0,00	0,24	Zoocoria	E	1
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze#	1,20	0,32	0,08	0,00	Autocoria	B	3
	<i>Vigna adenantha</i> (G. Mey.) Maréchal, Mascherpa & Stainier	14,40	11,60	5,76	5,44	Autocoria	E	4
Lygodiaceae	<i>Lygodium volubile</i> Sw.	0,00	2,40	0,00	0,00	---	O	4
Melastomataceae	<i>Tibouchina urvilleana</i> (DC.) Cogn.#	4,64	5,36	0,00	0,00	Autocoria	C	2

CONTINUA

CONTINUAÇÃO

Família	Espécie	Porcentagem de Cobertura (%)				Síndrome de Dispersão	Habitat	Hábito
		Sol - Campo Aberto	Sol - Poleiro Artificial	Sol + Campo Aberto	Sol + Poleiro Artificial			
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.	8,08	8,24	1,12	0,48	Autocoria	C	4
Onagraceae	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H. Hara#	0,24	0,08	0,80	0,88	Autocoria	B	1
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven#	0,00	0,00	0,00	2,40	Autocoria	C	1
Poaceae	<i>Urochloa arrecta</i> (Hack. ex T. Durand & Schinz) Stent#	42,88	64,88	55,76	52,08	Autocoria	E	1
	<i>Ischaemum minus</i> J. Presl	2,32	4,48	0,48	1,60	Autocoria	R	1
	<i>Panicum polygonatum</i> Schrad.#	3,52	0,16	0,00	0,72	Autocoria	R	1
	<i>Panicum schwackeanum</i> Mez	0,08	0,72	0,56	0,48	Autocoria	E	1
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris interrupta</i> (Willd.) K. Iwats.	30,00	25,04	14,72	14,80	---	B	1
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E. Jarvis#	0,00	0,00	0,08	0,56	Zoocoria	E	4